ΧΑΡΟΚΟΠΕΙΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ

ΤΜΗΜΑ ΟΙΚΙΑΚΗΣ ΟΙΚΟΝΟΜΙΑΣ ΚΑΙ ΟΙΚΟΛΟΓΙΑΣ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ «ΒΙΩΣΙΜΗ ΑΝΑΠΤΥΞΗ»

ΚΑΤΕΥΘΥΝΣΗ «ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ»

Διπλωματική Εργασία

ΘΕΜΑ: «Περιβαλλοντικοί παράγοντες που επηρεάζουν την εξάπλωση των θαμνώνων της φοινικικής Αρκεύθου (*Juniperus phoenicea* L) στη Βορειοανατολική Αττική»

Φοιτήτρια : Παυλίδου Ελένη

Α . Μ : 213207

Τριμελής επιτροπή: Κ. Βασίλειος Δέτσης, Επίκουρος καθηγητής (επιβλέπων)

Κ. Χρίστος Χαλκιάς, Αναπληρωτής καθηγητής

Κ. Γεώργιος Ευθυμίου, Επίκουρος καθηγητής

ΑΘΗΝΑ 2016

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Η παράδοση της παρούσας Διπλωματικής εργασίας σηματοδοτεί και το κλείσιμο του κύκλου των Μεταπτυχιακών μου σπουδών στο Χαροκόπειο Πανεπιστήμιο. Μέσα σε αυτό το χρονικό διάστημα που μεσολάβησε είχα την τύχη να αποκτήσω ερεθίσματα από ανθρώπους τους οποίους θέλω να ευχαριστήσω.

Αρχικά θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Δέτση Βασίλειο για την εμπιστοσύνη και την στήριξη κατά την ανάθεση του θέματος και την εκπόνηση της παρούσας εργασίας. Επίσης πολύτιμες ήταν οι συμβουλές και οι υποδείξεις του όπως και η καθοδήγησή του στην εργασία πεδίου. Θα ήθελα επίσης να τον ευχαριστήσω για την άμεση απόκριση και διαθεσιμότητα του σε όλο αυτό το χρονικό διάστημα. Τέλος, θα ήθελα να τον ευχαριστήσω για όλα τα καινούρια πράγματα που έμαθα χάριν σε αυτόν.

Ευχαριστώ τον Αναπληρωτή Καθηγητή του τμήματος Γεωγραφίας, κ. Χαλκιά Χρίστο, για την υποστήριξη που μου παρείχε όσον αφορά το ερευνητικό μέρος της εργασίας και τη χρήση Συστημάτων Γεωγραφικών Πληροφοριών.

Ευχαριστώ τον κ. Ευθυμίου Γιώργο, Επίκουρο Καθηγητή για τη συμμετοχή του ως μέλος της τριμελούς επιτροπής .

Πολύ μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στον κ. Καράμπελα Ευάγγελο και στην Υπηρεσία Εθνικού Κτηματολογίου για την άμεση απόκριση στο αίτημά μας αναφορικά με τη δωρεάν χορήγηση γεωχωρικών δεδομένων της περιοχής μελέτης που είχαν την ευγενή καλοσύνη να μας αποστείλουν.

Θα ήθελα να ευχαριστήσω την Γραμματέα του ΠΜΣ, Ελένη Παστραπά για την ευγένεια και την καλοσύνη της.

Επίσης θα ήθελα να ευχαριστήσω όλους τους καθηγητές μας και ειδικότερα, τον κ. Κωνσταντίνο Αμπελιώτη για την εμπνευσμένη διδασκαλία του, τον κ. Αγησίλαο Οικονόμου για την προσφορά του, τις γνώσεις, το ενδιαφέρον του και τις πολύτιμες συναδελφικές συμβουλές του, τον κ. Αντώνη Σκορδίλη και τον εναλλακτικό τρόπο σκέψης και διδασκαλίας του, την κα. Ελένη Σαρδιανού για την βοήθεια της και την παραστατικότητα της στο μάθημά της.

Επίσης, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Υποψήφιο Διδάκτορα του τμήματος Γεωγραφίας Καλογερόπουλο Μένιο, για την υποστήριξή του στο κομμάτι των ΣΓΠ.

Ευχαριστώ τον παλιό μου φίλο και συμφοιτητή Βλαχόπουλο Κωνσταντίνο, που παρά τα χιλιόμετρα που μας χωρίζουν είναι πρόθυμος να με βοηθήσει κυριολεκτικά ανά πάσα στιγμή όλα αυτά τα χρόνια. Επίσης, ευχαριστώ τον παλιό συμφοιτητή Βασίλειο Βαμβακούση.

Ευχαριστώ το Χριστινάκι, για το πολύωρο ξενύχτι το βράδυ πριν την παρουσίαση.

Φυσικά, ευχαριστώ όλα τα παιδιά που ήταν συμφοιτητές μου σε αυτό το κύκλο σπουδών καθώς, έμαθα πράγματα μέσα από τη διαφορετικότητα του καθενός. Μακάρι να έχει ο καθένας τη σταδιοδρομία που επιθυμεί.

Τέλος, ευχαριστώ μέσα από την καρδιά μου την οικογένειά μου που με στηρίζει στις αποφάσεις των σπουδών μου και κάνει υπομονή σε όλο αυτό το διάστημα. Τους ευχαριστώ που μου πρόσφεραν βοήθεια για να έχω μια τέτοια εκπαίδευση. Τους ευχαριστώ για τη στήριξη και την αγάπη τους. Τους ευχαριστώ που με ανέχονται όταν πιέζομαι και ζορίζομαι χωρίς να διαμαρτύρονται.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΠΕΡΙΛΗΨΗ.....7

ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....9

ΣΚΟΠΟΣ……9

ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΕΣ ΥΠΟΘΕΣΕΙΣ…….9

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΠΡΩΤΟ – ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΟΙ ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ ΚΑΙ ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΣΤΗ ΒΛΑΣΤΗΣΗ

1.1. ΥΔΑΤΙΚΟ ΙΣΟΖΥΓΙΟ……..... 10

1.2 ΚΛΙΜΑ..... …….12

1.3 ΙΣΟΖΥΓΙΟ ΘΡΕΠΤΙΚΩΝ……..13

1.4 ΑΝΤΑΓΩΝΙΣΜΟΣ ΓΙΑ ΤΟΥΣ ΠΟΡΟΥΣ – ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΣΤΗΝ ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ……..14

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΔΕΥΤΕΡΟ - ΒΙΟΛΟΓΙΑ\ΟΙΚΟΛΟΓΙΑ ΤΩΝ ΕΙΔΩΝ ΦΟΙΝΙΚΙΚΗΣ ΑΡΚΕΥΘΟΥ - ΧΑΛΕΠΙΟΥ ΠΕΥΚΗΣ

2.1 ΦΟΙΝΙΚΙΚΗ ΑΡΚΕΥΘΟΣ……..... 15

2.2 ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΚΕΣ ΚΑΙ ΓΕΝΕΤΙΚΕΣ ΔΙΑΦΟΡΟΠΟΙΗΣΕΙΣ – ΔΙΑΚΡΙΣΗ ΥΠΟΕΙΔΩΝ ……18

2.3 ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΟΙ ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ……21

2.4 ΔΙΑΦΟΡΟΠΟΙΗΣΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΚΑΙ ΔΥΝΑΜΙΚΗ ΣΥΣΤΑΔΩΝ…..23

2.5 ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΚΕΣ ΑΠΟΚΡΙΣΕΙΣ……25

2.6 ΑΝΑΠΑΡΑΓΩΓΗ – ΒΛΑΣΤΗΣΗ ΣΠΟΡΩΝ……...27

2.7 ΧΑΛΕΠΙΟΣ ΠΕΥΚΗ……29

2.8 ΕΥΑΙΣΘΗΣΙΑ ΤΟΥ ΓΕΝΟΥΣ PINUS ΣΕ ΔΙΑΤΑΡΑΧΕΣ……..35

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΤΡΙΤΟ – ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΠΕΥΚΟΥ & ΑΡΚΕΥΘΟΥ

3.1 ΔΑΣΗ ΠΕΥΚΟΥ – ΑΡΚΕΥΘΟΥ…….....37

3.2 ΣΥΝΘΗΚΕΣ ΕΞΑΠΛΩΣΗΣ..... 39

3.3 ΚΛΙΜΑ……..... 39

3.4 ΥΔΑΤΙΚΟ ΔΥΝΑΜΙΚΟ……...41

3.5 ΣΥΣΧΕΤΙΣΕΙΣ ΜΕ ΤΟΝ ΤΥΠΟ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ……42

3.6 ΚΑΘΕΣΤΩΣ ΠΥΡΚΑΓΙΑΣ……...43

3.7 ΒΙΟΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΚΑΙ ΣΗΜΑΣΙΑ……..44

3.8 ΣΥΓΚΕΝΤΡΩΣΕΙΣ ΣΕ ΘΡΕΠΤΙΚΑ ……45

3.9 ΣΠΟΥΔΑΙΟΤΗΤΑ – ΧΡΗΣΕΙΣ……46

3.10 ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ……48

3.11 ΑΝΤΙΜΕΤΩΠΙΣΗ ΣΥΝΘΗΚΩΝ ΞΗΡΑΣΙΑΣ……...49

3.12 ΠΟΛΛΑΠΛΑΣΙΑΣΜΟΣ…….50

3.13 ΕΦΑΡΜΟΓΕΣ ΔΙΑΧΕΊΡΗΣΗΣ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ / JUNICOAST – LIFE NATURE JUNEX……53

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΤΕΤΑΡΤΟ - ΓΕΩΓΡΑΦΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΠΛΗΡΟΦΟΡΙΩΝ

4.1 ΕΦΑΡΜΟΓΕΣ Σ.Γ.Π ΚΑΙ ΤΗΛΕΠΙΣΚΟΠΗΣΗΣ ΣΕ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΑ ΘΕΜΑΤΑ.....55

4.2 ΦΩΤΟΕΡΜΗΝΕΙΑ – ΤΗΛΕΠΙΣΚΟΠΗΣΗ – ΟΡΙΣΜΟΙ ΚΑΙ ΙΣΤΟΡΙΚΟ……59

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΠΕΜΠΤΟ - ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ

5.1 ΟΙΚΙΣΜΟΙ.....64

5.2. ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΑ..... 68

5.3 ΓΕΩΛΟΓΙΑ……69

5.4 ΚΛΙΜΑ……..72

5.5 ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΙΣΤΟΡΙΑ……72

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΕΚΤΟ - ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

6.1 ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ..... 75

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΕΒΔΟΜΟ - ΠΑΡΟΥΣΙΑΣΗ ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΩΝ

7.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ……...81

7.1.1 ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΜΕΛΕΤΗΣ……..81

7.1.2 ΓΕΝΙΚΑ ΣΤΟΙΧΕΙΑ ΔΕΙΓΜΑΤΟΣ …….84

7.2 ΥΨΟΜΕΤΡΟ ……87

7.3 ΓΕΩΛΟΓΙΑ……....94

7.4 ΣΥΣΧΕΤΙΣΜΟΣ ΥΨΟΜΕΤΡΟΥ ΚΑΙ ΕΙΔΟΥΣ ΒΛΑΣΤΗΣΗΣ……99

7.5 ΣΥΣΧΕΤΙΣΜΟΣ ΓΕΩΛΟΓΙΚΟΥ ΥΠΟΒΑΘΡΟΥ ΚΑΙ ΕΙΔΟΥΣ ΒΛΑΣΤΗΣΗΣ……102

7.6 ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΕΞΑΡΤΗΣΗΣ……..105

7.7 ΑΝΑΛΥΣΗ ΠΑΛΙΝΔΡΟΜΗΣΗΣ……107

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΟΓΔΟΟ – ΣΥΖΗΤΗΣΗ- ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΕΣ ΥΠΟΘΕΣΕΙΣ

8.1 ΣΥΖΗΤΗΣΗ – ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ……110

8.2 ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΕΣ ΥΠΟΘΕΣΕΙΣ……...114

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ……116

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Στην παρούσα εργασία διερευνούνται οι περιβαλλοντικοί παράγοντες που παίζουν ρόλο στην κυριαρχία δύο μεσογειακών κωνοφόρων *J. phoenicea – P. halepensis*. Η περιοχή μελέτης είναι η Βορειοανατολική Αττική. Ενώ συστάδες κυριαρχούμενες από χαλέπιο πεύκη είναι πολύ διαδεδομένες σε ευρείες γεωγραφικές περιοχές, δε συμβαίνει το ίδιο με τη φοινικική άρκευθο. Η οριοθέτηση της περιοχής έγινε με κριτήριο την παρουσία κυριαρχούμενων από άρκευθο συστάδων. Το πειραματικό κομμάτι αφορά εργασία πεδίου και εργασία φωτοερμηνίας δορυφορικών εικόνων σε συνδυασμό με χαρτογράφηση με τη χρήση Συστημάτων Γεωγραφικών Πληροφοριών. Οι παράγοντες που μελετήθηκαν αφορούσαν το υψόμετρο και το γεωλογικό υπόβαθρο. Οι απαραίτητοι συσχετισμοί έγιναν με την εισαγωγή του αντίστοιχου γεωλογικού και υψομετρικού χάρτη στο λογισμικό GIS. Διενεργήθηκε τυχαία δειγματοληψία σημείων με σκοπό τη δημιουργία ενός μοντέλου που δείχνει τις σχέσεις μεταξύ της κυριαρχίας ενός εκ των δύο ειδών και των περιβαλλοντικών μεταβλητών μέσω της λογιστικής παλινδρόμησης. Η κυριαρχία των δύο ειδών φαίνεται να εμφανίζει στατιστικά σημαντική συσχέτιση με το γεωλογικό υπόστρωμα. Οι κατηγορίες που ευνοούν στην κυριαρχία του ενός αποκλείουν την κυριαρχία του άλλου. Αναφορικά με το υψόμετρο, υπάρχει σημαντικό επίπεδο εξάρτησης όσον αφορά την κυριαρχία της αρκεύθου αλλά δεν ισχύει το ίδιο και για το πεύκο που η κυριαρχία του φαίνεται να είναι ανεξάρτητη του υψομέτρου.

ABSTRACT

In the present study we investigated the environmental factors that affect the occurrence of plant communities dominated by one of two Mediterranean conifers, namely *J. phoenicea* - *P. halepensis*. The study area is the northeastern Attica. Pine dominated communities are common in wide geographical aeras, whereas juniper dominated ones are not. Therefore the study area was delimitated so as to include juniper dominated stands. The experimental part consisted of fieldwork, photointerpretation of satellite images and mapping of the results using GIS. The factors studied were the elevation and bedrock type. The necessary correlations were carried out by utilizing the respective geological and elevation map along with the vegetation and land cover map. The methodology involved randomly sampled points. The aim was to construct a model that describes the relationship between the domination of these species and environmental variables by means of logistic regression. The dominance of either of the studied species was significantly correlated with the type of the geological substrate. The categories which favor the dominance of the one lead to a decreased probability of the dominance of the other. Regarding the altitude, there is significant correlation with juniper dominance but this does not hold for pine dominance.

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

ΣΚΟΠΟΣ ΤΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ

Ο σκοπός της παρούσας εργασίας αφορά στη διερεύνηση των περιβαλλοντικών παραμέτρων που επηρεάζουν την κυριαρχία της φοινικικής Αρκεύθου. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία πιθανοί παράγοντες φαίνεται να αποτελούν η γεωλογία και το υψόμετρο (κλίση). Στόχος της συγκεκριμένης διπλωματικής εργασίας είναι η αξιοποίηση των δυνατοτήτων της Τηλεπισκόπησης, των Γεωγραφικών Πληροφοριακών Συστημάτων (Geographical Information Systems – GIS) και της Στατιστικής με σκοπό τη δημιουργία ενός μοντέλου συσχέτισης, όπου θα δείχνει στα σημεία όπου εμφανίζονται θαμνώνες της αρκεύθου ποιες συνθήκες ευνοούν αυτή την εμφάνιση.

Για να επιτευχθεί ο στόχος μας ακολουθήθηκαν τα παρακάτω βήματα:

• Βιβλιογραφική έρευνα για τους παράγοντες που επηρεάζουν την εξάπλωση της Φοινικικής αρκεύθου.

• Μελέτη της περιοχής της Βορειοανατολικής Αττικής ως προς τη χλωρίδα και τους περιβαλλοντικούς παράγοντες.

• εξαγωγή συμπερασμάτων για την επιλογή των παραγόντων βάσει της βιβλιογραφικής έρευνας.

• Προεπεξεργασία και επεξεργασία δεδομένων μέσω Στατιστικής και Γεωπληροφορικής για τη δημιουργία ενός εμπειρικού μοντέλου.

• Ανάλυση του μοντέλου και διεξαγωγή συμπερασμάτων

ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΕΣ ΥΠΟΘΕΣΕΙΣ

Η κυριαρχία του Πεύκου επηρεάζεται από τη γεωλογία

Η κυριαρχία του Πεύκου επηρεάζεται από το υψόμετρο

Η κυριαρχία της Αρκεύθου εξαρτάται από το τη γεωλογία

Η κυριαρχία της Αρκεύθου εξαρτάται από το υψόμετρο

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΠΡΩΤΟ

ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΟΙ ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ ΚΑΙ ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΣΤΗ ΒΛΑΣΤΗΣΗ

Στα Μεσογειακού τύπου κλίματος οικοσυστήματα, η δομή των κοινοτήτων ξυλωδών φυτών αλλάζει, λόγω διαφορών του ισοζυγίου νερού, της διαθεσιμότητας θρεπτικών ουσιών και των επιπτώσεων των δραστηριοτήτων του ανθρώπου (Specht & Moll, 1983)

1.1 ΥΔΑΤΙΚΟ ΙΣΟΖΥΓΙΟ

Η διαθέσιμη υγρασία του εδάφους και η εποχικότητα των βροχοπτώσεων είναι οι πιο κρίσιμοι παράγοντες που ελέγχουν τη διανομή των δασών, τη σύνθεση, την πυκνότητα, και τις συστάδες σε αδιατάρακτες τοποθεσίες. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η παραγωγικότητα και οι δυνατότητες σε ημι-άνυδρες περιοχές είναι σε μεγάλο βαθμό συνάρτηση της (χωρικής και χρονικής διαθεσιμότητας) υγρασίας του εδάφους, η οποία ελέγχεται από τις αλληλεπιδράσεις του κλίματος, τοπογραφίας και του εδάφους. Μια τοποθεσία μπορεί να είναι παραγωγική για δέντρα με βαθιές ρίζες, εάν υπάρχει διαθέσιμο νερό ως επί το πλείστον σε βάθος. Αντιστρόφως, μια τοποθεσία μπορεί να είναι παραγωγική για φυτά με επιφανειακές ρίζες, κυρίως κατάλληλο για ποώδη είδη, εφόσον το διαθέσιμο νερό συγκεντρώνεται κατά κύριο λόγο στα ανώτερα στρώματα από 0 έως 30 cm λόγω λεπτόκοκκου έδαφους, οργανικού περιεχόμενου, ή λόγω παρουσίας ρηχών αργιλικών οριζόντων, που δημιουργούν γούρνες. Μερικές ή περισσότερες, τοποθεσίες μπορούν να υποστηρίξουν ένα μίγμα και των δύο κατηγοριών (βαθύριζα και επιπολαιόριζα είδη) και επίσης αρκετά είδη έχουν δίμορφο ριζικό σύστημα και ευέλικτες στρατηγικές που επιτρέπουν πρόσληψη του νερού τόσο από ρηχές αλλά και βαθιές πηγές (McAuliffe, 2003).

Το βάθος του εδάφους παίζει σημαντικό ρόλο στην επιβίωση και ανάπτυξη των φυτών, αφού καθορίζει τόσο την ποσότητα του νερού που θα αποθηκευτεί, όσο και την ποσότητα των θρεπτικών στοιχείων. Η ιδιότητα αυτή είναι ιδιαίτερα σημαντική για περιοχές με μεγάλη ξηροθερμική περίοδο (Μπρόφας, 1998). Κατά τον Παπαμίχο (1990) το αναγκαίο βάθος για την αποθήκευση του απαραίτητου για την ξηρή περίοδο νερού, ανέρχεται απο 30 έως 80 cm, ανάλογα με το είδος του εδάφους και ιδιαίτερα εξαρτάται από την μηχανική σύσταση του εδάφους, την

περιεκτικότητά του σε οργανική ουσία, τον όγκο του σκελετικού υλικού καθώς και από όλους εκείνους τους παράγοντες που επηρεάζουν τη φαινομενική του πυκνότητα. Επηρεάζεται επίσης από το μητρικό πέτρωμα και τις ιδιαίτερες κλιματικές συνθήκες, αλλά και το δασοπονικό είδος. Οι Heinze *et al*., (1984) αναφέρουν ότι η εγκατάσταση ξυλωδών - δενδρωδών ειδών είναι δυνατή όταν το έδαφος που διαστρώνεται έχει βάθος μεγαλύτερο από 50 cm.

Τα επιφανειακά εδάφη μπορεί να στερούνται επαρκούς υγρασίας του εδάφους για τη στήριξη κάλυψης από ποώδη, αλλά παρέχουν νερό προσιτό κυρίως στα ξυλώδη φυτά (McAuliffe, 2003). Σε περιφερειακή κλίμακα, η εποχικότητα των βροχοπτώσεων μπορεί να επηρεάσει έντονα τη διαθεσιμότητα του νερού σε βάθος και κατά συνέπεια το δυναμικό της βλάστησης, με δεδομένες τις μεγάλες ενδο-ετήσιες διαφορές στη ζήτηση (Mitchell, 1976, Neilson, 1987). Σε γενικές γραμμές τοποθεσίες με ρηχά, βραχώδη εδάφη συχνά θεωρούνται αντιπαραγωγικές, λόγω της ανεπαρκούς διαθεσιμότητας του νερού λόγω του γεγονότος ότι στο βραχώδες υπόστρωμα μπορεί να έχουν πρόσβαση κατά κόρον ξυλώδη φυτά λόγω του ριζικού τους συστήματος. Ομοίως, βαθιά, αλλά τραχιά και καλά στραγγιζόμενα εδάφη μπορεί να είναι αντιπαραγωγικά για την κάλυψη υπόροφιας βλάστησης. Ενώ αντίθετα, εδάφη ή υποστρώματα τα οποία αναστέλλουν αποτελεσματικά την βαθιά διήθηση του νερού και την αποθήκευση, μέσω της υφή του εδάφους, παρουσία αργιλικού ορίζοντα ή αδιαπέραστων στρωμάτων σε μικρά βάθη, μπορεί να ευνοούν το ποώδες κάλυμμα και εμφανίζουν αυξημένη αντίσταση σε ξυλώδη φυτά, ακόμη και κάτω από συνθήκες παρατεταμένης βόσκησης (McAuliffe, 2003).

Τα είδη δέντρων διαφέρουν συχνά στην ανοχή τους ως προς την ξηρασία (Bahari *et al*., 1985, Castell *et al*., 1994, Abrams & Mostoller, 1995, Goulden, 1996). Αυτή η ετερογενής απόκριση στο έλλειμμα νερού έχει διαιρεθεί σε δύο τύπους μηχανισμών: αποφυγή και ανοχή (Kramer, 1983, Jones, 1992). Τα είδη που χρησιμοποιούν το μηχανισμό της αποφυγής της ξηρασίας αποτρέπουν τη ζημία με το πρόωρο κλείσιμο των στομάτων πριν εμφανιστεί οποιαδήποτε αλλαγή στο νερό των φύλλων. ενώ τα ανεκτικά στην ξηρασία είδη μειώνουν ταυτόχρονα τη στοματική δυνατότητα αγωγιμότητας (Guehl *et al*., 1991, Picon *et al*., 1996). Στα ανεκτικά στην ξηρασία είδη *Quercus,* η ξηρασία προκαλεί το κλείσιμο των στομάτων χωρίς να περιορίζει την αφομοίωση του άνθρακα, ενώ στα είδη των πεύκων, που δεν είναι ανεκτικά στην ξηρασία και την αποφεύγουν, η αφομοίωση του άνθρακα αναστέλλεται (Grieu *et al*.,

1988, Picon *et al*., 1996). Αυτή η διαφορά στη δυνατότητα αποφυγής της ξηρασίας και ανοχής της ξηρασίας των ειδών για να διατηρήσουν ενα σημαντικό ποσοστό καθαρής συλλογής διοξειδίου του άνθρακα δείχνει οτι η πίεση της ξηρασίας μπορεί να επιβάλει πολύ διαφορετικούς περιορισμούς της απορρόφησης ηλιακής ενέργειας.

Σε μεγάλα υψόμετρα, η θερμοκρασία παίζει συμπληρωματικό σημαντικό ρόλο, καθώς κατά τη διάρκεια του χειμώνα, οι κρύες θερμοκρασίες του εδάφους ελαχιστοποιούν την ικανότητα χρήσης νερού (Miller & Schultz, 1987). Όταν η θερμοκρασία του εδάφους αυξάνεται απο το Μάρτιο, τα δέντρα αρχίζουν να διαπνέουν ενεργά και να αναπτύσσονται. Κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού, η διαθεσιμότητα του νερού του εδάφους, της κλίσης και πίεσης ατμών είναι οι κύριοι παράγοντες που επηρεάζουν τη χρήση του νερού και την αφομοίωση του CO_2 (Miller *et al*., 1992, Angell & Miller, 1994, Moore *et al*., 1999) Η υψομετρική κλίση συνδέεται με χαμηλότερες θερμοκρασίες που περιορίζουν τη διανομή και την απόδοση των πολυετών ξυλωδών φυτών (Osmond *et al*., 1987).

1.2 ΚΛΙΜΑ

Σχετικά με το κλίμα και τις επιδράσεις του, το μεσογειακό κλίμα χαρακτηρίζεται από ένα ζεστό και ξηρό καλοκαίρι και από κρύο και βροχερό χειμώνα που περιορίζουν την παραγωγή, την ανάπτυξη και τη διανομή των φυτών στα οικοσυστήματα της Μεσογείου. Υπάρχουν ισχυρές ενδείξεις ότι το καλοκαίρι συχνά συνοδεύεται από παράγοντες που καταπονούν τα φυτά, όπως υψηλή ακτινοβολία ή θερμοκρασία που περιορίζουν την φωτοσυνθετική ικανότητα αυτών (Öquist *et al*., 1992, Valladares & Pearcy, 1997, Martinez-Ferri *et al*., 2000). Ταυτόχρονα, η χωρικά και χρονικά ανομοιογενής διασπορά των βροχοπτώσεων και η επικράτηση μακρών ξηρών περιόδων, αποτελούν τα σημαντικότερα εμπόδια στη δημιουργία δασικών φυτειών στην άγονη γη (Singh & Bhati., 2003). Επιπρόσθετα, η κλιματική αλλαγή και οι μεταβολές στην εποχικότητα των βροχοπτώσεων και οι καταιγίδες του καλοκαιριού θα μπορούσαν να επηρεάσουν σε μεγάλο βαθμό τη δραστηριότητα πυρκαγιάς (Minckley *et al*., 2012, Brunelle *et al*., 2013).

Από δεκαετείς σε χιλιετείς χρονικές κλίμακες, το κλίμα ρυθμίζει τη σύνθεση και τη δομή των πληθυσμών των φυτών, καθώς και τη φύση των καθεστώτων πυρκαγιάς, συμπεριλαμβανομένων των προτύπων συχνότητας των πυρκαγιών, της έντασης, και της εξάπλωσης (Grissino-Mayer & Swetnam, 2000, Mensing *et al*., 2006).

Ειδικότερα, αυξημένος κίνδυνος πυρκαγιάς υπάρχει σε θερμές αυξητικές περιόδους, και αυξημένη πιθανότητα για ακραίες κλιματικές βροχοπτώσεις και θερμοκρασίες που προκαλούνται από ενισχυμένα επίπεδα των ατμοσφαιρικών αερίων του θερμοκηπίου (Groisman *et al*., 2005, Duffy & Tebaldi, 2012)

Κλιματολογικά οδηγούμενα γεγονότα ή διαταραχές όπως η ξηρασία, τυφώνες, πυρκαγιές ή πλημμύρες αποτελούν μια σημαντική πηγή των αλλαγών σε μεγάλη κλίμακα (Turner 1989, Malmstrom & Raffa 2000, Asner *et al*., 2003), μεταβάλλοντας τη σύνθεση της βλάστησης (Breshears *et al*., 2005), και μετατοπίζοντας τους οικοτόνους (Allen & Breshears 1998, Dullinger *et al*. 2004, Floyd *et al*., 2004). Στις νοτιοδυτικές Ηνωμένες Πολιτείες, οι ξηρασίες είναι τα σημαντικότερα γεγονότα διαταραχής και οδηγούν σε άλλες μορφές διαταραχών, όπως η φωτιά (Westerling *et al*., 2006) και η επακόλουθη θνησιμότητα των δέντρων από εστίες εντόμων που επιτίθενται σε τμήματα των φυτών που έχουν υποστεί ζημιές από πυρκαγιές και λοιπές διαταραχές (Allen & Breshears 1998, Breshears *et al*., 2005, Shaw, 2005, McDowell *et al*., 2008).

Η ικανότητα επανάκαμψης του οικοσυστήματος (ικανότητα της βλάστησης μιας περιοχής να ανακάμπτει μετά από διαταραχή) είναι επίσης άμεσα εξαρτωμένη από τα χαρακτηριστικά της περιοχής και το κλίμα. Σημαντικοί βιοτικοί παράγοντες προσδιορίζουν την μετά τη διαταραχή διάδοχη κατάσταση. Αυτές είναι η σύνθεση της φυτοκοινότητας, η απόκριση των ειδών και οι τράπεζες σπόρων καθώς επίσης και η αφθονία ή μη ειδών και η ανθεκτικότητα στη φωτιά

1.3 ΙΣΟΖΥΓΙΟ ΘΡΕΠΤΙΚΩΝ

Η διαθεσιμότητα των θρεπτικών συστατικών του εδάφους για την πρόσληψη από φυτά είναι ένα κρίσιμο στοιχείο που επηρεάζει την παραγωγικότητα σε άνυδρες και ημι-άνυδρες περιοχές. Η διαθεσιμότητα των θρεπτικών ουσιών ελέγχεται από μια σειρά μεταβλητών. Οι μεταβλητές περιλαμβάνουν τα χαρακτηριστικά του εδάφους, την υγρασία του εδάφους και τη θερμοκρασία, τον πληθυσμό των οργανισμών του εδάφους, και τα ακραία καιρικά φαινόμενα, όπως η ξηρασία. Οι επιπτώσεις της εναλλασσόμενης εμφάνισης φαινομένων ξηρασίας και των υγρών περιόδων επηρεάζουν σημαντικά τους μικροοργανισμούς του εδάφους και τις δραστηριότητες της πανίδας καθώς και την ανάπτυξη των φυτών, τα οποία με τη σειρά τους επηρεάζουν τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών συστατικών του εδάφους για

απορρόφηση από τα φυτά. Η διαθεσιμότητα αζώτου έχει συγκεντρώσει την προσοχή των μελετών διότι το άζωτο φαίνεται να είναι ο πλέον περιοριστικός παράγοντας. Σε δασικά οικοσυστήματα, διαταραχές όπως η κοπή δέντρων οδηγεί συχνά σε μια εκροή ποσοτήτων θρεπτικών συστατικών (Vitousek & Mellilo, 1979). Η απώλεια θρεπτικών του εδάφους μπορεί να μειώσει την παραγωγικότητά του. Η πυρκαγιά μπορεί να επηρεάσει τη διαθεσιμότητα θρεπτικών με όμοιο τρόπο (Gifford, 1981).

1.4 ΑΝΤΑΓΩΝΙΣΜΟΣ ΓΙΑ ΤΟΥΣ ΠΟΡΟΥΣ – ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΣΤΗΝ ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ

Οι Μεσογειακές κοινότητες φυτών είναι συχνά πολύ πλούσιες σε είδη (Naveh & Whittaker, 1980). Ο πλούτος των ειδών φαίνεται να είναι αντιστρόφως ανάλογος με τη γονιμότητα του εδάφους (Bond, 1983), πιθανώς λόγω του ανταγωνισμού για τους διαθέσιμους πόρους, που περιορίζει τους ρυθμούς αύξησης στα φτωχά σε θρεπτικά εδάφη (Grime, 1979) Κοινότητες σε εκτάσεις με χαμηλή βλάστηση σε όξινα εδάφη φτωχά σε θρεπτικά, εμφάνισαν μεγαλύτερο πλούτο ειδών από θαμνώδεις εκτάσεις στα πλούσια σε θρεπτικά συστατικά αλκαλικά εδάφη. Ο Grime (1979) προτείνει ένα εννοιολογικό μοντέλο φθίνουσας ποικιλότητας των ειδών με την αύξηση της γονιμότητας, που σχετίζονται με την κυριαρχία των πιο ανταγωνιστικών ειδών. Αντίστροφα, ο ανταγωνιστικός αποκλεισμός μπορεί να περιοριστεί σε εδάφη φτωχά σε θρεπτικά συστατικά λόγω μειωμένων ρυθμών ανάπτυξης (Grime, 1979)

Ένα μαθηματικό μοντέλο του ανταγωνισμού υπό περιορισμό των πόρων σε χωρικά ετερογενή περιβάλλοντα (Tilman 1982, 1983), προέβλεψε την συνύπαρξη του υψηλότερου αριθμού των ειδών σε χαμηλά επίπεδα διαθεσιμότητας πόρων. Ο Tilman (1983) πρότεινε ότι η μεγάλη ποικιλότητα των μεσογειακών θαμνώνων για τα φτωχά εδάφη στη Νότιο Αφρική θα μπορούσε να εξηγηθεί, σύμφωνα με αυτό το μοντέλο. Σε αντίθεση, οι κοινότητες με χαμηλή βλάστηση σε όξινα εδάφη στην εύκρατη Ευρώπη φαίνεται να είναι φτωχές σε σύγκριση με τις θαμνώδεις εκτάσεις σε αλκαλικά εδάφη. Ο Grubb (1986) προτείνει ότι τα όξινα ενδιαιτήματα του εδάφους υπήρξαν μάλλον σπάνια μετά την εποχή των παγετώνων, και αυτή η χαμηλή διαθεσιμότητα απέκλεισε τη διαφοροποίηση των ειδών που προσαρμόζονται σε όξινα εδάφη. Είναι επίσης σημαντικό το γεγονός ότι η οξύτητα του εδάφους μπορεί να προκαλέσει ανεπάρκεια θρεπτικών ουσιών και τοξικότητα μετάλλων στα περισσότερα φυτά (Etherington, 1975).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΔΕΥΤΕΡΟ

ΒΙΟΛΟΓΙΑ\ΟΙΚΟΛΟΓΙΑ ΤΩΝ ΕΙΔΩΝ ΦΟΙΝΙΚΙΚΗΣ ΑΡΚΕΥΘΟΥ - ΧΑΛΕΠΙΟΥ ΠΕΥΚΗΣ

2.1 φοινικική Άρκευθος (*Juniperus phoenicea*)

Οι άρκευθοι (οικογένεια Cupressaceae) είναι αειθαλή δέντρα ή θάμνοι με λεπτό φλοιό. Είτε μόνοικα ή δίοικα. Τα φύλλα είναι αντίθετα ή σε σπόνδυλους, βελονοειδή ακιδωτά στα νεαρά άτομα, βελονοειδή ή λεπιοειδή στα μεγάλης ηλικίας άτομα. Οι αρσενικοί κωνίσκοι εμφανίζονται ιουλόμορφοι, ωοειδείς, με πολυάριθμους στήμονες, ο καθένας από τους οποίους έχει 2 – 4 γυρεόσακους. Οι θηλυκοί είναι σφαιρικοί, με 3-8 αντίθετα ή σε σπόνδυλους καρπικά λέπια, το καθένα από τα οποία έχει 1 – 2 σπερμοβλάστες. Ο καρπός είναι ραγοστρόβιλος, που προκύπτει από τη σύμφυση των σαρκωδών καρποφύλλων. Το διάστημα ωρίμανσης είναι δύο έτη. Περίπου 40 είδη αρκεύθων απαντώνται στο Βόρειο ημισφαίριο.

Το γένος *Juniperus* είναι το δεύτερο μεγαλύτερο γένος των κωνοφόρων. Τα είδη *Juniperus* είναι ευρέως κατανεμημένα σε ημι-άνυδρες περιοχές. Το γένος *Juniperus* αποτελείται από 67 είδη και 37 ποικιλίες. Όλα τα είδη φύονται στο βόρειο ημισφαίριο, εκτός από την *J. procera*, η οποία αναπτύσσεται κατά μήκος των βουνών στην ανατολική Αφρική στο νότιο ημισφαίριο (Adams, 2004).

Το υπο μελέτη είδος, Άρκευθος η φοινικική (*Juniperus phoenicea*) γνωστή ως κέδρος, φίδα και άγριο κυπαρίσσι, εμφανίζεται ως θάμνος ή δέντρο με ύψος μέχρι 4 μέτρα (σπανιότερα μέχρι 8) με φύλλα και φολιδωτούς καφέ ή κοκκινωπού χρώματος από 8 έως 14 mm κώνους με μέσο βάρος ίσο με 0,25 g, που συνήθως περιέχουν κατά μέσο όρο πέντε σπόρους (Adams, 2004, Mazur *et al*., 2003, Piotto *et al*., 2003). Η Διαθέτει Κώμη κωνική και κορμό που διακλαδίζεται από τη βάση. Ο Φλοιός είναι σκουροκάστανος, οι κλαδίσκοι κυλινδρικοί και είναι μονόικο είδος. Τα φύλλα είναι συνήθως λεπιοειδή, μήκους μέχρι 1,5 mm, ανά 3 σε σπόνδυλους. Οι αρσενικοί κωνίσκοι είναι κιτρινωποί ενώ οι θηλυκοί πράσινοι. Η άνθηση λαμβάνει χώρα κατά τους μήνες Μάρτιο – Απρίλιο. Η περίοδος ωρίμανσης είναι διετής (φθινόπωρο). Το φυτό απαντάται στις περιοχές της Πελοπόνησσου, Στερεάς Ελλάδας, Αττικής, Εύβοιας, Χαλκιδικής, Κρήτης, νησιών του Αιγαίου και σε μερικών του Ιονίου. (Αραμπατζής, 2001)

Σχεδόν σε όλη την Ελλάδα, οι άρκευθοι είναι γνωστοί ως «κέδροι». Έτσι στην απλή λαϊκή γλώσσα γνωστά είναι τα δάση «κέδρων» στη Γαύδο, στον Πάρνωνα, στην Πρέσπα. Στην πραγματικότητα όμως ο κέδρος (επιστημονική ονομασία *Cedrus*) απαντάται σε άλλες περιοχές του κόσμου. Στην Ελλάδα ως αυτοφυή απαντώνται μόνο άρκευθοι. Τις περισσότερες φορές οι άρκευθοι εμφανίζονται σε μορφή θάμνων που αναπτύσσονται αραιά σε λιβάδια ή μέσα σε δάση. Απαντώνται συνήθως σε περιοχές όπου δύσκολα φύονται άλλα υψηλά ξυλώδη είδη, όπως σε βραχώδεις ή αμμώδεις θέσεις. Λίγα είναι τα είδη και τα άτομα που έχουν τη μορφή δένδρων, ενώ ακόμα πιο δύσκολα σχηματίζουν, έστω και μικρής έκτασης, δάση στον ευρωπαϊκό χώρο. Για τη δημιουργία δασών αρκεύθου απαιτούνται πολλά χρόνια, καθώς αυξάνουν πολύ αργά. Τα δάση που σχηματίζουν είναι συνήθως αραιά επειδή είναι, επιπλέον, φωτόφιλα είδη: αυτό έχει ως αποτέλεσμα στα δάση αυτά να απαντώνται πολλά είδη φυτών, τόσο είδη που εμφανίζονται σε ανοιχτά περιβάλλοντα και τους αρέσει η έντονη ηλιακή ακτινοβολία, όσο και είδη που έχουν προσαρμοστεί σε πιο σκιασμένα περιβάλλοντα και συνήθως απαντώνται σε θαμνώνες και δάση. Η εμφάνιση, μάλιστα, των αρκεύθων σε ακραία περιβάλλοντα, όπου δύσκολα προσαρμόζονται άλλα είδη φυτών, έχει ως αποτέλεσμα να βρίσκονται πολλές φορές μαζί με είδη φυτά που είναι σπάνια, ενδημικά κ.λπ. Από τους πιο γνωστούς σχηματισμούς δενδρωδών αρκεύθων είναι αυτοί που απαντώνται σε παραθαλάσσιες περιοχές, σε παράκτιες αμμοθίνες κυρίως στη νότια Ελλάδα, που σχηματίζονται από τη φοινικική και τη μακρόκαρπη άρκευθο (*Juniperus phoenicea* και *J. macrocarpa*, αντίστοιχα). Τα ίδια είδη αρκεύθων εμφανίζονται και σε θαμνώνες αείφυλλων πλατύφυλλων με άλλους ξυλώδεις θάμνους, όπως το σχίνο (*Pistacia lentiscus*).

Εικόνα 1: *J. phoenicea*

Η σύγχρονη γεωγραφική περιοχή εξάπλωσης της *J. phoenicea* είναι σε ορισμένες περιοχές της λεκάνης της Μεσογείου και πέρα από αυτή, από την Πορτογαλία προς το Λίβανο, την Ιορδανία και Δυτική Σαουδική Αραβία, τη Βόρεια Αφρική και στο Αλγέρι, το Μαρόκο και την Αίγυπτο, καθώς και των Καναρίων Νήσων (Adams *et al*., 2002, Adams, 2004, El bana *et al*., 2010)

Χάρτης 1. Εξάπλωση της *J. phoenicea* (Πηγή Majur *et al*., 2003)

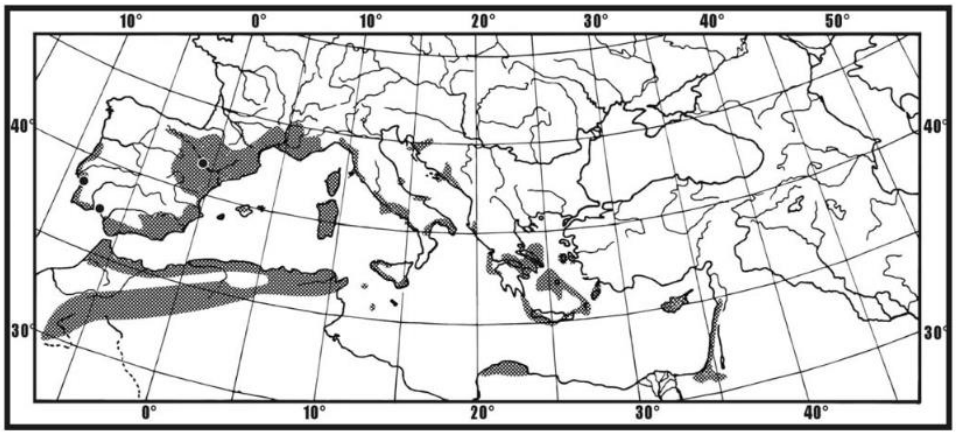


Fig. 4. Range of *Juniperus phoenicea* (drown by P. Kosiński after maps and data of Quezel and Santa 1962; Jalas and Suominen 1973; Fenaroli and Gambi 1976; Browicz 1982; Boratyński et al. 1992; Quezel et al. 1992).

2.2 ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΚΕΣ ΚΑΙ ΓΕΝΕΤΙΚΕΣ ΔΙΑΦΟΡΟΠΟΙΗΣΕΙΣ – ΔΙΑΚΡΙΣΗ ΥΠΟΕΙΔΩΝ

Η *Juniperus phoenicea* ανήκει στο τμήμα Sabina του γένους *Juniperus*. Πρόκειται για μεταβλητό είδος που χαρακτηρίζεται από μεγάλη μορφολογική και βιοχημική διαφοροποίηση, που ήταν ο λόγος για τη διάκριση σε υποείδη (Greuter *et al*., 1984, Amaral & franco, 1986, Lebreton & Rivera, 1989).

Βιομετρική σύγκριση κώνων (Lebreton & Rivera, 1989) που βασίστηκε στο υλικό από το ενιαίο δείγματα σε πολλές διάσπαρτες συστάδες κυρίως από τις δυτικές περιοχές της Μεσογείου, έδειξε αποτελέσματα που επιβεβαιώνουν τις βιοχημικές διαφορές μεταξύ των ατόμων, βάσει των μορφολογικών χαρακτηριστικών της subsp. *mediterranea* και subsp. *phoenicea* (Lebreton & Thievend, 1981, Lebreton, 1983, Lebreton & Rivera, 1989). Τα χαρακτηριστικά που μελετήθηκαν (βάρος, μήκος και το πάχος των κώνων και ο αριθμός των σπόρων) ήταν πολύ σημαντικά από ταξινομική άποψη. Άλλα χαρακτηριστικά, όπως η διάταξη βλαστών και φύλλων, θεωρούνται επίσης ότι είναι σημαντικά για τη διάκριση σε υποείδη (Amaral & Franco, 1986).

Πιο συγκεκριμένα, οι ταξινομικές, μορφολογικές, βιοχημικές, και γενετικές ποικιλομορφίες του *J. phoenicea* περιγράφονται στην Ιβηρική Χερσόνησο (Amaral Franco, 1986, Lebreton & Rivera 1989, Adams *et al*., 2002, Farjon, 2005, Boratyński *et al*., 2009, Mazur *et al*., 2010). Δύο υποείδη, η τυπική subsp.*phoenicea* και subsp. *turbinata*, έγιναν δεκτά στη βάση της μελέτης ταξινόμησης, αναθεωρούνται και συνοψίζονται πρόσφατα από Farjon (2005), και επιβεβαιώνεται από πρόσφατη μελέτη (Mazur *et al*., 2010). Οι βιοχημικές ποικιλομορφίες συσχετίζονται με διάμετρο των κώνων (Lebreton & Rivera, 1989) του subsp. *phoenicea*, που χαρακτηρίζεται από πυκνότερη μορφή, πιο συμπαγή κορυφή και πιο αμβλύ λέπια και σφαιροειδής κώνους 8-10 χιλιοστά σε διάμετρο και του subsp. *turbinata* που έχει επίμηκη και όχι τόσο πυκνή μορφή, αιχμηρότερα φύλλα, ωοειδής κώνους περίπου 12-14 mm σε διάμετρο. Χαρακτηριστικά, το υποείδος *turbinata* αποικίζει μόνο τις θαλάσσιες περιοχές, κυρίως των παράκτιων αμμοθινών ή θαλάσσιες βραχώδεις πλαγιές (Amaral franco, 1986).

Παρομοίως, δεκατέσσερις πληθυσμοί της *J. phoenicea* από διάφορες περιοχές εξάπλωσής της συγκρίθηκαν με τη χρήση πολυμορφισμού ισοενζύμων (η ανάλυση

με τη βοήθεια ισοενζύμων χρησιμοποιήθηκε για να ανιχνεύσει τις φυλογενετικές σχέσεις μεταξύ των ειδών). Μεταξύ των 17 γονιδιακών θέσεων ή τόπων (loci) 5 από αυτές τις θέσεις διέφεραν αρκετά παρέχοντας χρήσιμες πληροφορίες για τη διαφοροποίηση/διάκριση μεταξύ του subsp. *phoenicea* και *turbinata* οι μεγάλες διαφορές επιβεβαιώθηκαν με βάση εξέταση σε 17 ισοενζύμικούς τόπους (Loci). Δύο ευκρινείς ομάδες πληθυσμών εντοπίστηκαν και κατασκευάστηκε δενδρόγραμμα που φανερώνει τις γενετικές σχέσεις μεταξύ των πληθυσμών. Η πρώτη ομάδα περιλάμβανε πληθυσμούς της ενδοχώρας της ανατολικής Ιβηρικής χερσονήσου και της νότιας Γαλλίας (subsp. *phoenicea*) και η δεύτερη ομάδα πληθυσμούς από τις Μεσογειακές ακτές και τις ακτές του Ατλαντικού και από την οροσειρά του Άτλαντα στην Αφρική (subsp. *turbinata*). (Boratyński *et al*., 2009).

Στην Ιβηρική Χερσόνησο, πολλοί πληθυσμοί αποκλίνουν, χωρίς μεγάλες γεωγραφικές μετατοπίσεις, ενδο-ειδικές γενεές παρουσιάζουν ανεξάρτητη εξελικτική ιστορία (Gómez & Lunt, 2007). Η ιστορία της μετανάστευσης σε συγκεκριμένα είδη που έχουν εκλείψει εξαρτάται επίσης από την ηλικία τους και τον εξελικτικό ρυθμό. Γενικά, υπάρχουν είδη τα οποία έχουν εκτεθεί σε μεγαλύτερο αριθμό γεωλογικών συμβάντων που οδήγησαν σε δραστικές αλλαγές του κλίματος, η οποία θα μπορούσε να είναι ένας λόγος για υψηλότερη προσαρμοστική πίεση, και, κατά συνέπεια, θα μπορούσε να οδηγήσει σε υψηλότερο επίπεδο διακύμανσης και σε υψηλότερη διαφοροποίηση. Η πρώιμη απόκλιση της *J. phoenicea* από άλλα είδη αρκεύθων (Mao *et al*., 2010) η μορφολογική και γενετική διαφοροποίηση της αποτελεί καλό παράδειγμα για να εξηγήσει τα πρότυπα της μετανάστευσης και διαφοροποίησης των μεσογειακών φυτών στο δυτικό τμήμα της περιοχής της Μεσογείου.

Η γεωγραφική δομή των γενετικής διαφοροποίησης μεταξύ δέκα πληθυσμών που εξετάστηκαν χρησιμοποιώντας τυχαία ενισχυμένο πολυμορφικό DNA (RAPD), αποκαλύπτει επίσης σημαντικές διαφορές μεταξύ των ευρωπαϊκών και αφρικανικών πληθυσμών (Adams, 2002). Αυτή η διαφορά είναι μεγαλύτερη από ό, τι μεταξύ υποειδών, που μπορεί να υποδεικνύει την προγενέστερη απόκλιση καθώς και σημαντικά χαμηλότερο επίπεδο της γονιδιακής ροής μεταξύ των ευρωπαϊκών και αφρικανικών πληθυσμών ή διαφορετικούς ρυθμούς μετάλλαξης στους πληθυσμούς των διαφορετικών ηπείρων. Οι διαφορές μεταξύ των ίδιων ή συναφών taxa από την Ευρώπη και η Αφρική συχνά εξηγείται, πως προκύπτει από την απομόνωση της

ηπείρου που προκαλείται από το άνοιγμα των Στενών του Γιβραλτάρ (Krijgsman *et al*., 1999).

Τα είδη κωνοφόρων χαρακτηρίζονται από τη μακρά ιστορία της ζωής (Farjon, 2005) και τη συμπεριφορά ανεμοχωρίας όσον αφορά τη γύρη, κατά συνέπεια είναι γενετικά μεταβλητά (Hamrick *et al*., 1992, Fady-Welterlen, 2005). Η γενετική ποικιλομορφία των μεσογειακών γυμνοσπερμάτων είναι γενικά υψηλότερη στα ανατολικά σε σχέση με το δυτικό τμήμα. Τα είδη της Μεσογείου και τα υπομεσογειακά έχουν ενσωματωθεί σε γενικά υψηλότερη γενετική ποικιλότητα εντός των νότιων πληθυσμών τους, ή δεν αποκαλύπτουν μια στατιστική σχέση μεταξύ ετεροζυγωτίας και γεωγραφικών θέσεων (Fady & Conord, 2010). Το μοτίβο της διανομής της γενετικής ποικιλομορφίας του *J. phoenicea* μπορεί να συνδεθεί με τις μεταναστεύσεις τους από βορρά προς νότο και σε χαμηλότερα υψόμετρα σε δροσερές περιόδους, και επαναποικισμό κατά τη διάρκεια θερμών περιόδων του Τεταρτογενούς, αλλά αυτό πρέπει να επαληθεύεται στο ευρύτερο φάσμα του υλικού. Οι χαμηλότερες τιμές των αναμενόμενων ετεροζυγωτιών μπορούν να εξηγηθούν από την επιδείνωση των κλιματικών συνθηκών. Η προσαρμογή σε χαμηλότερες θερμοκρασίες και σε βραχύτερο χρονικό διάστημα βλάστησης στα βουνά είναι συχνά, η αιτία μείωσης της γενετικής ποικιλότητας (Chen *et al*., 2008, Fady & Conord, 2010, Douaihy *et al*., 2011).

2.3 ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΟΙ ΠΑΡΑΓΟΝΤΕΣ

Οι άρκευθοι μεγαλώνουν σε περιοχές που χαρακτηρίζονται από επίμονη ξηρασία και ξηρό κλίμα με υψηλή θερμοκρασία (El bana *et al*., 2010). Σύμφωνα με Zohary (1973), η *J. phoenicea* βρίσκεται σε όλη την περιοχή της Μεσογείου. Ενδεικτικά, στην Ιορδανία, το είδος αυτό φυτρώνει σε μέρη όπου η μέση ετήσια βροχόπτωση δεν υπερβαίνει τα 300 mm και το ελάχιστο, αναφορικά με την ετήσια βροχόπτωση, είναι μικρότερο από 150 mm σε ξηρά έτη. Η *J. phoenicea* είναι είδος με μεγάλες απαιτήσεις σε φως και σχετικά υψηλή αντοχή σε ξηρό κλίμα (Charcot, 2001, Quézel & Médail, 2003). Γενικά, προτιμά ηλιόλουστες πλαγιές αλλά είναι ευάλωτο είδος στο χιόνι και σε μη κατάλληλες συνθήκες (κακές συνθήκες αποστράγγισης-απορροής) κυρίως στο στάδιο της νεανικής φάσης. Συνεπώς είναι προφανές ότι οι χαμηλές θερμοκρασίες και η χιονόπτωση είναι οι κύριοι οικολογικοί παράγοντες που περιορίζουν την εξάπλωση της πέρα από το οριοθετημένο ενδιαίτημα της (Gezer *et al*, 2006).

Οι άρκευθοι γενικά αναπτύσσονται πιο αργά από ό, τι τα πεύκα (Conner *et al*., 1990). Έχουν την ικανότητα να αναπτύσσονται όταν οι συνθήκες είναι ευνοϊκές και να σταματούν να αυξάνονται όταν οι συνθήκες δεν είναι ικανοποιητικές (Johnsen, 1962). Αυτό είναι πιθανώς ο λόγος των ψευδών και εκλιπόντων δακτυλίων, που είναι χαρακτηριστικό των ειδών αυτών. Οι ρυθμοί ανάπτυξης για τα βασικά είδη αρκεύθου διαφέρουν ανάλογα με το είδος και γενικά μειώνονται με την ηλικία. Η ανάπτυξη των ριζών ποικίλλει ανάλογα με το είδος. Στο σομφό ξύλο η ανάπτυξη αρχίζει κατά τη διάρκεια της άνοιξης και συνήθως τελειώνει στις αρχές έως τα τέλη Αυγούστου, ανάλογα με την τοποθεσία και το ετήσιο ύψος βροχοπτώσεων (Peter, 1977). Σε μια υγρή χρόνια, η αύξηση του δακτυλίου μπορεί να συνεχιστεί μέχρι τον Αύγουστο. Η ανάπτυξη των φύλλων και κλαδιών είναι μεγαλύτερη κατά τους μήνες Ιούνιο και Ιούλιο (Miller *et al*., 1992).

Παρά το γεγονός ότι οι άρκευθοι θεωρούνται δυσανεκτικά στη σκιά φυτά, σε σπόρους που φυτρώνουν στα ανοιχτά η επιβίωση είναι λιγότερο βέβαιη. Το φύλλωμα μετριάζει την καταπόνηση, βελτιώνει το μικροκλίμα και ως εκ τούτου, ενισχύει την επιβίωση. Αρτίβλαστα που αναπτύσσονται κάτω από θάμνους τελικά μπορεί να έχουν τις καλύτερες πιθανότητες επιβίωσης (Meeuwig & Bassett, 1983). Έχει αναφερθεί ότι η σκίαση από τα γειτονικά φυτά μπορεί να ωφελήσει την *J. occidentalis* (Johnsen,

1962), μειώνοντας τις θερμοκρασίες της επιφάνειας του γυμνού εδάφους κατά το καλοκαίρι κατά 45-57% (Tisdale & Burkhardt, 1976).

Σε γενικές γραμμές, λόγω της ευαισθησίας τους στη φωτιά, τα είδη αυτά πιο συχνά βρίσκονται σε βραχώδη και ρηχά εδάφη καθότι είναι λιγότερο εύφλεκτα (Burkhardt & Tisdale, 1976, Vasek & Thorne, 1977, Young & Evans, 1981, Holmes *et al*., 1986, Miller & Rose, 1995, 1999). Η ευαισθησία τους αυτή οφείλεται κυρίως στο λεπτό φλοιό, στην ευαισθησία σε επιθέσεις εντόμων μετά από τη διαταραχή, στην αναφλεξιμότητα του φυλλώματος που επιφέρουν την θνησιμότητα (Kearns *et al*., 2005). Η ευαισθησία στα έντομα (García, 1998, Tigabu *et al*., 2007) που ενδέχεται να φέρουν μολυσματικά παθογόνα (El Atta, 1993) γίνεται περαιτέρω κατανοητή λόγο του σχήματος των σπόρων που χαρακτηρίζονται από την παρουσία προεξοχών και αυλακώσεων κατά μήκος της επιφάνειας τους και ευνοούν την εδραίωση των παθογόνων εκεί. Λόγω της ευαισθησίας στη φωτιά, λίγες πυρκαγιές έχουνε αφήσει στοιχεία πίσω τους για να εξακριβωθεί το ιστορικό, καθώς εν αντίθεση με άλλα είδη οι άρκευθοι συνήθως καίγονται ολοσχερώς. Σύμφωνα με τους Baker και Shinneman (2004), τα αποδεικτικά στοιχεία της φωτιάς, όταν υπάρχουν, δείχνουν συχνά μια ετερόκλητη συμπεριφορά ανάλογα με το είδος της φωτιάς, εκφράζονται κυρίως με απανθρακωμένα πρέμνα, κορμούς ή και παντελή εξαφάνιση ιχνών.

Η *J. phoenicea* είναι προσαρμοσμένη σε διάφορους τύπους εδαφών. Μπορεί να μεγαλώσει σε επιφανειακά (αβαθή) και βραχώδη εδάφη, όπου οι κυρίαρχοι εδαφικοί τύποι είναι κόκκινα μεσογειακά και καφέ ασβεστολιθικά δασικά εδάφη. Επισημαίνεται ότι η προέλευση του εδάφους δεν επηρεάζει σημαντικά την ανάπτυξη της αρκεύθου. Τα δάση *J. phoenicea* αναπτύσσονται σε ασβεστολιθικά εδάφη τα οποία έχουν επαρκές βάθος και υγρασία. Επιπροσθέτως, τα δέντρα *J. phoenicea* μπορούν να αναπτυχθούν σε διαφορετικούς τύπους εδάφους που προέρχονται από ανδεσίτη (andesite), αμμόπετρα (sandstone), σχιστόλιθο, γρανίτη και σπάνια σερπεντίνη. Μεγαλώνει σε εδάφη με μεγάλη ποικιλία σε δομή, αλλά για την καλύτερη ανάπτυξή της προτιμά αμμώδη και αργιλώδη εδάφη, ωστόσο εξίσου καλά μεγαλώνει σε αλκαλικά και ρηχά εδάφη, ενώ αναπτύσσεται σε φτωχά εδάφη όπου άλλα δασικά είδη δεν μπορούν να αναπτυχθούν. (Gezer *et al*, 2006).

Η *J. phoenicea* εμφανίζεται όπως προαναφέρθηκε σε βραχώδη γεωλογικά υποστρώματα διαφορετικής προέλευσης (ασβεστόλιθο, δολομίτη, γρανίτη, ρυόλιθο

(rhyolite), σχιστόλιθο), όπου οι βιότοποι είναι ξηροί, θερμοί, ηλιόλουστοι, συχνά σε νότιες κλίσεις, και χαρακτηρίζονται από αντίξοες συνθήκες. Αυτά τα ενδιαιτήματα περιλαμβάνουν τις παράκτιες βραχώδεις πλαγιές, τις απότομες πλαγιές, τις ρωγμές/σχισμές, τις περιοχές που εκτίθενται μόνιμα στην αλμύρα και τους ανέμους της θάλασσας και μερικές φορές τις σφοδρές χειμερινές θύελλες που ακολουθούνται από μεγάλης έντασης ξηρασία, κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού. Τα δέντρα της *J. phoenicea* που βρίσκονται προς την πλευρά της θάλασσας είναι συχνά πολύ μικρά σε μέγεθος και σχηματισμένα από τον άνεμο. Επίσης η παρουσία και αφθονία της *J. phoenicea* είναι συνδεδεμένη με τις θαλάσσιες επιδράσεις στην Αργολίδα, Αττική και Εύβοια, με μία προτίμηση επί ορισμένων εδαφών μεταμορφικού ασβεστόλιθου, γενικά έντονα διαβρωμένα ή σκελετικά ή ακόμη περιορίζεται σε βραχώδεις πλαγιές με απότομη κλίση. Η αφθονία της επιτρέπει να μιλάμε σε ορισμένες θέσεις περί πραγματικών συστάδων (Debazac & Mavrommatis, 1971)

Το είδος καταλαμβάνει τις παράκτιες αμμοθίνες, θαλάσσιες ή κάπως εσωτερικές πλαγιές, και εισέρχεται σε ορεινές περιοχές στο δυτικό τμήμα της σειράς τους, μέχρι υψόμετρο 2400 m στο Μαρόκο και 1800 m στην Ισπανία. (Quezel & Pessn, 1980, Quezel & Barbero, 1981, Browicz, 1982, Quezel *et al*., 1992).

2.4 ΔΙΑΦΟΡΟΠΟΙΗΣΗ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΚΑΙ ΔΥΝΑΜΙΚΗ ΣΥΣΤΑΔΩΝ

Στην Αίγυπτο, η *J. phoenicea,* περιορίζεται σε τρία βουνά στο βόρειο Σινά, οι δασοσυστάδες αρκεύθου των τριών βουνών εμφάνισαν διαφορετικές συνθέσεις γεγονός που αντικατοπτρίζει τις διαφορές στο υψόμετρο, λιθολογία και τη διαθεσιμότητα του νερού. Το Gabal El-Hallal χαρακτηρίζεται από ασβεστόλιθο, ενώ τα Gabal El-Maghara και Gabal Yelleq έχουν σχισμές βράχων με ασβεστόλιθο και επανθίσεις δολομίτη (Danin, 1972). Τα εν λόγω βουνά στο Βόρειο Σινά χαρακτηρίζονται με υψηλό εύρος θερμοκρασιών και χαμηλή βροχόπτωση (100 mm). Δεδομένου ότι η τοπική βροχόπτωση σχεδόν ομοιόμορφη, η χωρική κατανομή των φυτικών ειδών και των κοινοτήτων φαίνεται να επηρεάζονται περισσότερο από την τοπογραφία και τον τύπο πετρωμάτων που ελέγχουν τη διαθέσιμη για την ανάπτυξη των φυτών σε υγρασία (Amnt El-Wahab *et al*., 2008, Danin, 1999).

Ο πληθυσμός στο Gabal El-Hallah είχε ανάλογο ποσοστό των νεαρών και ώριμων ατόμων. Αυτό μπορεί να συμβαίνει συχνά λόγω της αφθονίας των μεγάλων ασβεστόλιθων που εμφανίζονται ως ευνοϊκές θέσεις (Danin, 1978). Οι πληθυσμοί των

Gabal El-Maghara και Gabal Yelleq κυριαρχούνταν από ώριμα άτομα, υποδεικνύοντας έτσι έναν περιορισμό στην στρατολόγηση των νέων ατόμων. Γενικά χαρακτηρίζονται από την κυριαρχία των αρσενικών ατόμων. Αυτή η αναλογία μπορεί να οφείλεται στην περιβαλλοντική καταπόνηση. Τέτοιοι πληθυσμοί είναι σπάνιοι και αναπτύσσονται σε άνυδρες και ημι-άνυδρες περιοχές (Rottenberg, 1998, 2000) Η υψηλή θνησιμότητα των θηλυκών ατόμων αναμένεται σε φτωχά σε θρεπτικά συστατικά και ξηρά περιβάλλοντα (Freeman *et al*., 1997, Ortiz *et al*., 1998) Ο μεγαλύτερος πλούτος και πολυμορφία στο Gabal El- Hallal μπορεί να σχετίζεται με την παρουσία καλά αναπτυγμένων πετρωμάτων με επανθίσεις που μπορεί να προκαλέσουν ποικίλα καθεστώτα του νερού στις ρωγμές του εδάφους και κατά συνέπεια υποστηρίζουν πολλά διαφορετικά είδη φυτών. Σε αντίθεση, οι συστάδες άρκευθου στο Yelleq εμφάνισαν τις χαμηλότερες τιμές ποικιλομορφίας. Αυτό μπορεί να οφείλεται στην παρουσία των σκληρών πετρωμάτων και σχισμών βράχων που περιορίζουν τη διαθεσιμότητα του νερού (Danin, 1978). Η κατάσταση της *J. phoenicea* στο βόρειο Σινά είναι παρόμοια με εκείνη του *Juniperus excelsa* στα βουνά του Ομάν (Fisher & Gardner, 1995, Gardner & Fisher, 1996), όπου η αναγέννηση του πληθυσμού περιορίζεται σε λίγους οικοτόπους στα πιο βροχερά εδάφη. Επιπλέον, η κατάσταση των ειδών είναι παρόμοια με εκείνη των ειδών *Juniperus* σε περιοχές, όπου η μείωση του πληθυσμού συνδέεται με την ξηρασία (Fisher, 1997).

2.5 ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΚΕΣ ΑΠΟΚΡΙΣΕΙΣ

Οι άρκευθοι έχουν τόσο επικόρυφες αλλά και πλάγιες ρίζες. Οι επικόρυφες ρίζες μπορεί να είναι 0,5 έως 3,7 μέτρα σε βάθος, ενώ πλάγιες συνήθως συγκεντρώνονται στα ανώτερα 90 cm του εδάφους (Gottfried, 1989). Δεδομένου ότι η *J. Phoenicea* διαθέτει αμφότερο ριζικό σύστημα, εξαρτάται όχι μόνο από τις βροχοπτώσεις, αλλά και από τη θερμοκρασία περιβάλλοντος, καθώς κατά τη διάρκεια του χειμώνα, οι κρύες θερμοκρασίες του εδάφους ελαχιστοποιούν την ικανότητα χρήσης νερού. (Miller & Schultz, 1987)

Οι Schuler και Smith (1988) πρότειναν ότι οι διαφορές του ριζικού συστήματος και οι σχέσεις μεταξύ του ανταγωνισμού για νερό αντικατοπτρίζουν τις διαφορές στην πυκνότητα και το μέγεθος της φυλλικής επιφάνειας. Περαιτέρω αντιληπτό γίνεται στην περίπτωση της *J. occidentalis* η οποία κατά τα πρώτα 10 χρόνια της ανάπτυξης της κατευθύνει το μεγαλύτερο μέρος της προσπάθειάς της για την ανάπτυξη ενός κεντρικού ριζικού συστήματος με περιορισμό της πλευρικής ανάπτυξης του ριζικού συστήματος (Kramer, 1990). Μετά από 10 χρόνια, η πλευρική ανάπτυξη των ριζών αυξάνεται, αντιπροσωπεύοντας περίπου το 65 τοις εκατό της βιομάζας στα δέντρα 30-35 ετών. Η Ανάπτυξη κεντρικού ριζικού συστήματος (Taproot) μειώνεται καθώς τα δέντρα αρχίζουν να χάνουν τα νεανικό φύλλωμά σε ρηχά εδάφη (Young *et al*., 1984). Ωστόσο, επικόρυφες ρίζες (taproots) έχουν παρατηρηθεί σε κάποια ώριμα δέντρα που φύονται σε βαθιά εδάφη. Τα δέντρα αναπτύσσουν ένα τεράστιο ριζικό σύστημα με την ηλικία. Οι Young *et al*., (1984) ανέφεραν οι περισσότερες ρίζες δέντρων βρίσκονται σε βάθος 76 cm του εδάφους παρά σε ένα έδαφος που είναι 100 cm σε βάθος. Ενώ οι μεγάλες πλευρικές ρίζες συνήθως εκτείνονται μια απόσταση που ισούται με το ύψος του δέντρου, αλλά σε μερικές περιπτώσεις μπορεί να επεκταθεί και όσο τρεις φορές το ύψος αυτών

Τα νεαρά δέντρα (συνήθως κάτω των 25 ετών) έχουν φύλλα, τα οποία είναι διαφορετικά από τα φύλλα στα γηραιότερα δέντρα (De Laubenfels, 1953). Στα ώριμα δέντρα το φύλλο είναι τριγωνικό με οδοντωτά περιθώρια ώστε να έχουν χαμηλή αναλογία επιφάνειας και όγκου (Miller & Schultz, 1987). Η μορφολογία του φύλλου επιτρέπει τη μέγιστη αντοχή στη ξηρασία λόγω μικρής επιφάνειας, μικρής αναλογίας επιφάνειας όγκου, παχέως στρώματος εφυμενίδας και προστατευτικών στομάτων (Miller & Schultz, 1987)

Αυτές οι οικοφυσιολογικές και μορφολογικές προσαρμογές καθιστούν την άρκευθο ανεκτική σε μεγάλες περιβαλλοντικές καταπονήσεις. Επιπρόσθετα, η κατανομή των πόρων στα νεαρά δέντρα δείχνει τον επιτυχή ανταγωνισμό με άλλα είδη. Με μειωμένη κατανομή των πόρων στα κλαδιά και στους κορμούς τα άτομα διαθέτουν μεγαλύτερα τμήματα ξηρής βιομάζας στο φύλλωμα και τις ρίζες για να μεγιστοποιήσουν τη φωτοσυνθετική ικανότητα και ικανότητα πρόσληψης νερού και θρεπτικών. Τα νεαρά άτομα με τα βελονοειδή διαμορφωμένα φύλλα έχουν υψηλότερη συνεκτικότητα, διαπνοή, και μεγαλύτερη συνολική αφομοίωση CO_2 ανά μονάδα βάρους των φύλλων κατά τη διάρκεια της αυξητικής περιόδου από τα ώριμα δέντρα (Miller *et al*., 1992). Η αλλαγή από το νεανικό στο ώριμο φύλλωμα μειώνει την ποσότητα του άνθρακα που αφομοιώνεται ανά μονάδα φυλλικής επιφάνειας, αλλά επίσης μειώνει την ποσότητα του νερού που χάνεται στην διαπνοή κατά 40% (Miller *et al*., 1993).

Εικόνα 2: Φύλλωμα *J. phoenicea*

2.6 ΑΝΑΠΑΡΑΓΩΓΗ – ΒΛΑΣΤΗΣΗ ΣΠΟΡΩΝ

Ο αναπαραγωγικός κύκλος περίπου 20 μηνών, από τη διαφοροποίηση κώνου στους σπόρους έχει αναφερθεί στο *J. phoenicea subsp. phoenicea*, ενώ στο *J. phoenicea subsp. turbinata* είναι δύο χρόνια (Arista *et al*., 1997). Ενώ, η εποχή που φέρουν σπόρους ποικίλλει ανά είδος και μπορεί επίσης να επηρεαστεί από τις συνθήκες υγρασίας και του ανταγωνισμού (Gottfried 1989, McPherson & Wright, 1987). Οι περισσότεροι σπόροι αρκεύθου θα βλαστήσουν την άνοιξη. Ωστόσο, η βλάστηση μπορεί να καθυστερήσει έως και δύο ετών λόγω λήθαργου, χάρη στο αδιαπέραστο περίβλημα του σπόρου, ή της παρουσίας χημικών αναστολέων (Gottfried 1989, Johnsen & Alexander, 1974).

Η έλλειψη της επικονίασης, χαμηλή βιωσιμότητα της γύρης ή / και ο λήθαργος είναι σημαντικές αιτίες για την μειωμένη παραγωγή σπόρου των ειδών *Juniperus* (Ortiz *et al*., 1998). Από την άλλη μεριά, είναι γνωστό ότι η φύτρωση της *J. phoenicea είναι* αργή και δύσκολη και ότι η παραγωγή σπερμάτων είναι ακανόνιστη και μπορεί τα φυτά να χρειαστούν 50 χρόνια για να φτάσουν την σεξουαλική ωριμότητα (Quevedo *et al*., 2007). Συχνά, οι σπόροι διασπείρονται μέσω βαρύτητας, επιφανειακής απορροής, και μέσω της μεταφοράς των ζώων (Gabrielson & Jewett 1940, Maser & Gashwiler, 1978), Ωστόσο, η διασπορά των σπόρων μέσω των θηλαστικών είναι συχνά προβληματική επειδή εναποθέτουν σπόρους σε μη κατάλληλα μικροπεριβάλλοντα (Schuppe, 1993, Schuppe *et al*., 1997, Chambers *et al*., 1999) Κατάλληλα μικροπεριβάλλοντα αποτελούν εκείνα που βρίσκονται κάτω απο θάμνους. (Burkhardt & Tisdale, 1976, Eddleman, 1987, Miller & Rose, 1995, Soulé & Knapp, 2000, Soulé *et al*., 2004) Τα ασφαλή μικροπεριβάλλοντα που τροποποιούν το περιβάλλον συχνά συνεισφέρουν στην αύξηση του ρυθμού επιβίωσης κάτω από σχετικά ξηρές συνθήκες. Πολλοί σπόροι φυτρώνουν κάτω από άλλα δέντρα. Ωστόσο, η επιβίωση και η ανάπτυξη σε ποσοστά είναι χαμηλή, λόγω του υψηλού ενδοειδικού ανταγωνισμού. Οι ρυθμοί ανάπτυξης των νεαρών δέντρων κάτω απο αρτεμισία ήταν μεγαλύτερη (3,4 cm/ χρόνο) σε σχέση με τον ενδιάμεσο χώρο (2,4 cm / χρόνο) σύμφωνα με τους Miller και Rose (1995).

Ελάχιστα είναι γνωστά όσον αφορά το ποσοστό επιβίωσης των σπόρων ή τις κλιματικές συνθήκες που συμβάλουν σε αυτή. Ωστόσο, μελέτες έδειξαν υψηλά ποσοστά επιβίωσης των σπόρων, (Burkhardt & Tisdale, 1976, Soulé *et al*., 2004)

υποστηρίζουν οτι πιο δροσερά καλοκαίρια μπορεί να μειώσουν το ποσοστό θνησιμότητας των σπόρων. Ψυχρές θερμοκρασίες και υψηλότερη σχετική υγρασία κάτω από αρτεμισία παρέχουν επίσης ευνοϊκότερες συνθήκες ανάπτυξης των φυτών όσον αφορά το νεανικό φύλλωμα (Miller *et al*., 1992) Η δυναμική της βλάστησης ενισχύεται σε μεγάλο βαθμό από την παρατεταμένη δροσερή - υγρή στρωμάτωση, η οποία είναι συσσωρευτική από έτος σε έτος (Young *et al*., 1988). Αυτό υποδηλώνει οτι η βλάστηση των σπόρων μιας συγκεκριμένης χρονιάς μπορεί να εκτείνεται σε πολλά χρόνια. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα εξαιρετικά ανθεκτικές τράπεζες σπερμάτων σε διάφορα είδη αρκεύθου (Chambers *et al*., 1999)

2.7 Χαλέπιος πεύκη (*Pinus halepensis*)

Το γένος Pinus είναι το μεγαλύτερο και πιο σημαντικό γένος των κωνοφόρων, απαρτίζεται από 95 είδη (Mirov, 1967) και εμφανίζει ευρύτατη εξάπλωση στο Βόρειο Ημισφαίριο. Τα πεύκα απαντώνται σχεδόν σε όλες τις κλιματικές ζώνες και οικοσυστήματα, ενώ υψομετρικά απαντούν από την παραλιακή ζώνη μέχρι τα δασοόρια. Συνήθως μεταξύ κυμαίνονται μεταξύ 3 και 11 m σε ύψος και 13 έως 46 εκατοστά σε διάμετρο, είναι βραδυαυξή αλλά σχετικά αιωνόβια δέντρα (Ronco, 1990). Σύμφωνα με τους Keeley and Zedler (1998) οι αναπαραγωγικές δομές εμφανίζονται σε ηλικία 5 ετών σε είδη που βρίσκονται σε περιβάλλοντα με υψηλή συχνότητα πυρκαγιών, ενώ στην ηλικία των 50 ετών σε είδη δασικών και εγκαταλειμμένων περιοχών (Thanos and Daskalakou, 2000). Κοινό χαρακτηριστικό των πεύκων είναι ότι είναι μόνοικα (κάθε άτομο φέρει και αρσενικά και θηλυκά άνθη) (Mirov, 1967, Δασκαλάκου, 1996). Αν και κυρίως μόνοικα, είναι και δίοικα όταν εκτίθενται σε επίθεση εντόμων ή αναπτυσσόμενα υπό ακραίες συνθήκες (Gottfried, 1987). Γενικά πάντως είναι αποδεκτό ότι η διάρκεια της νεανικής φάσης της *P.halepensis* είναι σύντομη, γεγονός που θα μπορούσε να ερμηνευτεί ως το αποτέλεσμα της φυσικής, επιλεκτικής πίεσης από την πυρκαγιά (Daskalakou & Thanos, 1996)

Η παραγωγή σπόρων γίνεται κάθε 4 έως 7 έτη ανάλογα με τις καιρικές συνθήκες, τις συνθήκες τοποθεσίας και εντομοφαγίας. Η φύτρωση είναι πιο συχνή στις ευνοϊκότερες τοποθεσίες. Τα δέντρα μπορεί να αρχίζουν να παράγουν κώνους σε 25 χρόνια, αλλά το μέγιστο όριο της παραγωγής εμφανίζεται όταν τα δέντρα είναι μεταξύ 75 και 100 ετών. Οι κώνοι απαιτούν τρεις αυξητικές περιόδους για να ωριμάσουν (Antenna, 1938) και περιλαμβάνουν περίπου 20 σπόρους. Ένα σχετικά παραγωγικό δέντρο μπορεί να παράγει περίπου 9 κιλά σπόρων, και έτσι ένα εκτάριο μπορεί να αποδώσει περίπου 336 κιλά σπόρων (Ronco, 1990). Η απελευθέρωση των σπόρων ξεκινά στα μέσα Σεπτεμβρίου και συνεχίζεται για μια περίοδο διάρκειας 50 ημερών. Η αναπαραγωγική επιτυχία είναι σε μεγάλο βαθμό μέτρο της αφθονίας που συνδέεται με ευνοϊκές καιρικές συνθήκες που ενισχύουν τους κώνους και την ανάπτυξη των σπόρων σε μια περίοδο αρκετών ετών.

Ορισμένα είδη πεύκων εξαπλώνονται ευρύτατα (π.χ. *Pinus sylvestris*), ενώ άλλα έχουν πολύ περιορισμένη φυσική κατανομή (όπως το *P. torreyana*). Τα εξής 11:

P. brutia, P. cembra, P. halepensis, P. heldreichii, P. mugo, P. uncinata, P. nigra, P. peuce, P.pinaster, P. pinea και P.sylvestris αυτοφύονται. Εκ των οποίων τέσσερα είδη (*P. cembra, P. mugo, P. uncinata, P. pinaster)* δεν απαντώνται στη χώρα μας (Gaussen *et al*., 1993).

Η *P. halepensis* και η *P. brutia* παρουσιάζουν σημαντικές μορφολογικές ομοιότητες, θεωρούνταν άλλωστε ένα μοναδικό είδος στο παρελθόν. Σε σχέση με την οικολογία των δύο ειδών, είναι είδη φωτόφιλα, λιτοδίαιτα, θερμοξηρόβια, ολιγαρκή, ταχυαυξή και προτιμούν εδάφη αλκαλικά και ουδέτερα (Τσιτσώνη, 1991). Οι μορφολογικές και βιοχημικές αναλύσεις επιβεβαιώνουν ότι πρόκειται για δύο διαφορετικά είδη (Mirov, 1967, Δασκαλάκου, 1996, Schiller, 2000). Σύμφωνα με την Flora Europaea, ανήκουν στο υποτμήμα (subsection) Pinae Shaw, του υπογένους (subgenus) *Pinus*, του Γένους *Pinus* με φυσικά υβρίδια *P. halepensis* x *P. brutia* να έχουν βρεθεί σε πολλά μέρη (Mirov, 1967, Nahal, 1983, Panetsos, 1986).

Η *P. halepensis* είναι δέντρο ύψους μέχρι 20 μέτρα με πλατιά, ακανόνιστη κώμη και κορμό και πλευρικά κλάδια συνήθως στρεβλά. Ο φλοιός στην αρχή ειναι ασημόγκριζος, λείος, αργότερα ερυθροκάστανος, με πολύ βαθιές επιμήκεις σχισμές. Ενώ, οι νεαροί κλαδίσκοι γυμνοί και παραμένουν ανοικτόγκριζοι για αρκετά χρόνια. Οι οφθαλμοί δε φέρουν ρητίνη, είναι κωνικοί, αμβλείς ή ελαφρώς οξυκόρυφοι, με ερυθροκάστανα λέπια. Το φύλλωμα είναι βελόνες, μήκους 6-15 εκατοστά σε σπειροειδή διάταξη, λεπτές, ανοιχτοπράσινες, με ελαφρώς οδοντωτές παρυφές. Οι αρσενικοί κωνίσκοι είναι κίτρινοι και οι θηλυκοί πορφυρέρυθροι, με ποδίσκο, στην αρχή όρθιοι, αργότερα στρέφονται προς τα κάτω. Η περίοδος άνθησης είναι από Μάρτιο έως Απρίλιο. Οι κώνοι είναι 5-12, 4 εκατοστών, ωοειδής οξυκόρυφοι, γυαλιστεροί, καστανοί, με κυρτό προς τα πίσω ποδίσκο (μήκους 1,5-3 εκατοστά) και σπέρματα μήκους περίπου 0,6 εκατοστών, με μαλακό κέλυφος και ανοικτοκάστανο πτερύγιο. Η ωρίμανση συμβαίνει τον Απρίλιο - Μάιο του τρίτου χρόνου από την ανθοφορία. Οι περισσότεροι κώνοι ανοίγουν τον φθινόπωρο, αλλά αρκετοί παραμένουν κλειστοί για πολλά χρόνια και αποκτούν σκουρόγκριζο χρώμα. Το δέντρο αυτό είναι εδαφοπροστατευτικό, ρητινευόμενο είδος. Η ρητίνη του χρησιμοποιείται στην οινοποιία, ενώ ο φλοιός του στη βυρσοδεψία (Αραμπατζής, 1998)

Εικόνα 3 : *P. Halepensis*

Η *P. halepensis* είναι παραγωγός βραδύχωρων κώνων, ενώ ο άνεμος είναι υπεύθυνος για τη διασπορά σπόρων που διατηρούν τη βιωσιμότητά τους για μεγάλες χρονικές περιόδους. Η διαταραχή ως γεγονός που να σχετίζεται με τη φωτιά έχει προωθήσει την επέκταση αυτού του είδους σε χώρες όπως η Αυστραλία, η Νέα Ζηλανδία και Νότια Αφρική. Η *P. halepensis* αναπτύσσεται σε μέτρια και χαμηλής παραγωγικότητας ενδιαιτήματα και εκμεταλλεύεται τα ανοιχτά περιβάλλοντα που δημιουργούνται από περιορισμό της ανάπτυξης της βλάστησης ή από διαταραχή (Keeley & Zedler, 1998). Υπό το φως αυτού, προκαλούνται μια σειρά από περιβαλλοντικά και προβλήματα βιοποικιλότητας, τα οποία την κατατάσσουν στην κατηγορία εισβολέα 2 σύμφωνα με το νόμο περί διατήρησης Γεωργικών Πόρων, 1983 (Henderson, 2001). Σύμφωνα με Binggeli (1999) η *P. halepensis* κατατάσσεται ως μέτρια χωροκρατική και κατά Rejmánek (1995) κατατάσσεται ανάμεσα στα πέντε πιο επεκτατικά πεύκα.. Αναφορικά με τις μεγάλες περιβαλλοντικές αντοχές της *P. halepensis*, οι Rouget *et al*., (2001) θεωρούν ότι μπορεί να συνέβαλαν στην ευρεία εισβολή του ημι-άνυδρες θαμνώδεις εκτάσεις στη Νότια Αφρική. Στη Νότια και Δυτική Αυστραλία, έχει εισβάλει σε διαταραγμένα δάση ευκαλύπτου. Η *P. halepensis* εμφανίζεται στην λίστα επιβλαβών ζιζανίων στις πολιτείες της Αυστραλίας και ως εκ τούτου η χρήση της ελέγχεται σε ορισμένα μέρη της Νότιας Αυστραλίας (Anon, 1998). Η ανάπτυξη των συστάδων της *P. halepensis* επηρεάζει τα θρεπτικά του εδάφους και τη διαθεσιμότητα νερού και μειώνει το επίπεδο του φωτός που φθάνει στην βλάστηση του υπορόφου (Weber, 2003). Οι βελόνες της παρουσιάζουν ένα επιπλέον εμπόδιο για την γύρω βλάστηση καθώς τείνει να εμποδίζει την εξάπλωσή της, με συνέπεια την απώλεια της φυτικής ποικιλομορφίας (Weber, 2003). Στη Νέα

Ζηλανδία, σε μεγάλο βαθμό, η *P. halepensis* κατάφερε να εισχωρήσει σε λιβάδια, αλλά και σε διάφορες ημι-φυσικού τύπου περιοχές βλάστησης. Σε μια μελέτη των δεκαπέντε αλλόχθονων δασικών ειδών στην Αργεντινή, ο Zalba (1995) διαπίστωσε ότι *P. halepensis* έδειξε τη μεγαλύτερη αύξηση.

Επίσης, η περιοχή που καλύπτεται από τον *P. halepensis* στην περιοχή Languedoc της νότιας Γαλλίας αυξήθηκε τρεις φορές μεταξύ 1878 και 1904, και επιπλέον 2,6 φορές μεταξύ 1908 και 1978, όταν εισέβαλαν σε εγκαταλελειμμένα εδάφη (Acherar *et al*, 1984, Lepart & Debussche, 1992). Η τάση αυτή είναι εμφανής σε πολλά άλλα μέρη, ιδίως όταν μεγάλες εκτάσεις γεωργικής γης έχουν εγκαταλειφθεί λόγω των παύσεων των καλλιεργητικών δραστηριοτήτων από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Barbero *et al*., 1998).

Σύμφωνα με Giordano (1960) υπάρχουν διαφορές μεταξύ των προελεύσεων των δέντρων από το Ισραήλ, το Μαρόκο, την Ελλάδα και την Ιταλία, ενώ ο Karschon (1961) αναγνώρισε δύο υψομετρικούς οικότυπους στο Ισραήλ. Οι μορφολογικές και βιοχημικές μελέτες των γενετικών παραλλαγών στο είδος έχουν επιβεβαιώσει την ύπαρξη δύο κυρίαρχων ομάδων στο φυσικό περιβάλλον της *P. halepensis*: Αυτή της Ανατολικής Μεσόγειου και αυτή της Δυτικής Μεσόγειου. Η τελευταία υποδιαιρείται σε τέσσερις υποομάδες: υποομάδα της Ανατολικής Ευρώπης (κυρίως στη βαλκανική χερσόνησο), υποομάδα Δυτικής Ευρώπης (Ιταλία, Γαλλία και Ισπανία), υποομάδα στα Δυτικά της Βορείου Αφρικής (Μαρόκο και Δυτική Αλγερία) και υποομάδα της Ανατολικής Βόρειας Αφρικής (Ανατολική Αλγερία και την Τυνησία) (Schiller *et al*., 1986, Schiller & Grunwald, 1987). Οι διαφορετικές προελεύσεις της *P. halepensis* εμφανίζουν επίσης διαφορετικά επίπεδα αντίστασης στα παράσιτα (Questienne, 1979). Όπως επίσης οι διαφορετικές προελεύσεις των δέντρων της *P. halepensis* εμφανίζουν επίσης διαφορετικά επίπεδα αντίστασης στον παγετό και σε περιπτώσεις με χαμηλή δυναμική νερού (Schiller & Brunori, 1992).

Οι Lepart και Debussche (1991) αναφέρουν ότι η *P. halepensis* φτάνει μέχρι περίπου την ηλικία των 100 χρόνων . Οι σπόροι της *P. halepensis* είναι διασπείρονται μέσω του ανέμου (Lepart & Debussche, 1991). Περιστασιακά, οι σπόροι μεταφέρονται αρκετά χιλιόμετρα από την πηγή, αλλά γενικά η απόσταση διασποράς είναι μέχρι 20 μέτρα (Nathan *et al*., 2000). Περιστατικά μακρινής διασποράς της *P. halepensis*

έχουν οδηγήσει την εισαγωγή της σε πολλές χώρες και ηπείρους εκτός της φυσική της κατανομής.

Τα δάση της *P.halepensis* καλύπτουν έκταση μεγαλύτερη από 2,5 εκατομμυρία εκτάρια και κυρίως σε περιοχές όπου ο αριθμός και το μέγεθος των δασικών πυρκαγιών έχουν παρουσιάσει μια σημαντική αύξηση τα τελευταία χρόνια (Quezel, 2000, Pausas, 2004). Όπως και τα περισσότερα μεσογειακά πεύκα, *η P. halepensis* έχει ευρέως φυτευτεί και το εύρος της εξάπλωσής της συχνά ενισχύεται από τις φυτεύσεις από τον άνθρωπο, γεγονός που καθιστά δύσκολο ή αδύνατο να προσδιοριστεί με ακρίβεια η πραγματική φυσική κατανομή. Χαρακτηριστικά, υπήρξε σημαντική αμφισβήτηση σχετικά με το εάν *P. halepensis* είναι αυτόχθον στο Ισραήλ ή αν εμφάνισή της εκεί οφείλεται εξ ολοκλήρου σε ανθρωπογενείς παράγοντες (Weinstein-Evron & Lev-Yadun, 1999). Τα δάση που κυριαρχούνται από την *P. halepensis* αποτελούν περίπου το 10% στα δασικά εδάφη στη λεκάνη της Μεσογείου (Houérou, 1974). Σε συνδυασμό με την *P. brutia*, αυτά τα δύο πεύκα καλύπτουν περίπου 6,8 εκατομμύρια εκτάρια στην περιοχή αυτή (Barbero *et al*., 1998). Τα κυριότερα δάση *P.halepensis* στη χώρα μας απαντούν στην Αττική, στα νησιά του Αργοσαρωνικού, στη βόρεια-βορειοδυτική και ανατολική Πελοπόννησο, στη Ζάκυνθο, στη Λευκάδα, στη Βοιωτία, στην παραλιακή ζώνη της Φθιώτιδας προς τον Ευβοϊκό κόλπο, στη βόρεια και κεντρική Εύβοια, στις Β. Σποράδες, στη Χαλκιδική και στο Άγιον Όρος. Με βάση τα στοιχεία της πρώτης Εθνικής Απογραφής Δασών (1992) υπολογίζεται ότι τα δάση *P.halepensis* καταλαμβάνουν συνολική έκταση 370.000 εκτάρια, δηλαδή περίπου το 11% του συνόλου των Ελληνικών δασών (Θάνος, 2000)

Το *P. halepensis* μπορεί να βρεθεί σε περιοχές με βροχοπτώσεις από 100 mm έως και περισσότερο από 1200 mm, δηλαδή κυμαίνεται από το χαμηλότερο ξηρό έως τον υγρότερο βιοκλιματικό τύπο. Εντούτοις, εμφανίζεται περισσότερο στις ξηρές έως ύφυγρες ζώνες μεταξύ 350mm και 700mm (Quezel, 2000). Άλλα είδη πεύκης (*P. pinaster, P. pinea, P. nigra*) αντικαθιστούν την *P. halepensis* σε πιο υγρές περιοχές και μεγαλύτερα υψόμετρα.

Στις θερμές ξηρές συνθήκες, η *P. halepensis* είναι επιρρεπής σε ζημιές από χαλαζόπτωση, βαριές χιονοπτώσεις και μολύνσεις. Αναφορικά με το ύψος της βροχής, στη Βόρεια Αφρική, ο Le Houérou (1981) υποστήριξε ότι τα δάση *P.*

halepensis έχουν επεκταθεί στις περιοχές των 200-150 mm το 2500 π.Χ., αλλά η εκτεταμένη αποψίλωση των δασών το 1800 μ.Χ είχε ως αποτέλεσμα την συρρίκνωση του εύρους σε περιοχές με 300 mm και άνω ετήσια βροχόπτωση. Αναπτύσσεται από το επίπεδο της θάλασσας έως και τα 1700 m (μόνο στο Μαρόκο). Τυπικές περιβαλλοντικές συνθήκες στην τρέχουσα περιοχή φυσικής κατανομής τους. *P. halepensis* γενικά θεωρείται ότι είναι οι θερινές θερμοκρασίες κατά μέσο όρο μεταξύ 20-25 ° C συνοδευόμενες από τρίμηνη ξηρασία. Επίσης η *P. halepensis* είναι τυπικά πολύ ανεκτικό είδος στον παγετό και επιβιώνει τις χαμηλές χειμερινές θερμοκρασίες μέχρι -12 ° C (Calamassi *et al*., 1999), αλλά αυτό εξαρτάται από μικροκλιματικές συνθήκες.

Οι κλιματολογικές συνθήκες στην περιοχή της *P. halepensis* είναι ευνοϊκές για εκτεταμένες πυρκαγιές. Η αναγεννητική ικανότητά της μετά από φωτιές ευνόησαν την εξάπλωσή της. Με, την πυκνή σκίαση που δημιουργεί, την παραγωγή όξινου χούμου που επιτρέπει λιγότερη υγρασία στο έδαφος καθώς και την σχετικά ταχεία είσοδο στην αναπαραγωγική φάση, το είδος αυτό κυριαρχεί στο Μεσογειακό κλίμα, εφ' όσον βέβαια το επιτρέπουν οι εδαφολογικές συνθήκες (Θάνος, 2000).

Η *P. halepensis* στην ανατολική Μεσόγειο ευδοκιμεί κυρίως στην ελαφρά χρωματισμένα ασβεστολιθικά εδάφη rendzina ((GCEP), 1998, Schiller *et al*., 1986, Zohary, 1966). Τα δάση *P. halepensisis* καλλιεργούνται ευρέως για καυσόξυλα και κάρβουνο, ανεμοφράκτες, σκιάση, αλλά και ως διακοσμητικά δέντρα (Goubitz, 2001), χρησιμοποιείται επίσης για να βελτιώσει τα ποσοστά διείσδυσης του νερού στις πλαγιές των λόφων. Για τους λόγους αυτούς, ευρέως έχουν φυτευθεί για την αποκατάσταση των υποβαθμισμένων χώρων.

Η *P. halepensis* είναι άφθονη σε ενδιαιτήματα που έχουν την τάση να καίγονται. Ο Weber (2003) επισημαίνει η φωτιά μπορεί να οδηγήσει στην απελευθέρωση μεγάλου αριθμού των σπόρων. Σύμφωνα με Lepart και Debussche (1991), *P. halepensis* μπορεί να εξαλειφθεί αν συνεχόμενα περιστατικά πυρκαγιάς συμβούν μέσα σε διάστημα δώδεκα ετών. Ωστόσο, η έλλειψη διαταραχής προωθεί επίσης την ενδεχόμενη μείωση του *P. halepensis* καθώς θα καταληφθεί από άλλα είδη σε τέτοια περιβάλλοντα (Lepart & Debussche, 1991).

Η αναπαραγωγική βιολογία του είδους *P. halepensis*, ο τρόπος σχηματισμού των κώνων, η διασπορά και μακροβιότητα των σπερμάτων αποκτούν ιδιαίτερη σημασία για τη μεταπυρική αναγέννηση (Daskalakou & Thanos, 1996). Σύμφωνα με τους Daskalakou και Thanos (2004) σχεδόν αποκλειστικά υπεύθυνη για την μεταπυρική αναγέννηση του πευκοδάσους είναι η υπέργεια τράπεζα σπερμάτων (canopy seed bank), καθώς η υπέργεια αποθήκευση σπερμάτων προσδίδει στα συγκεκριμένα είδη την ικανότητα να επανεποικίσουν ταχύτατα το μεταπυρικό περιβάλλον και μάλιστα χωρίς ή με μειωμένο ανταγωνισμό (Lamont *et al*., 1991). Έξαρση σπερμάτων αναμένεται να είναι πιο έντονη μετά την φωτιά, καθώς η θερμότητα προκαλεί το άνοιγμα των κώνων. (Trabaud *et al*., 1985b, Saracino & Leone, 1994, Thanos *et al*., 1996, Henig-Sever, 1997, Nathan *et al*., 1999, Izhaki *et al*., 2000, Eshel *et al*., 2000). Η θερμότητα που εκλύεται κατά την πυρκαγιά λιώνει τη ρητίνη, η οποία είναι υπεύθυνη για την διατήρηση των κλειστών κώνων (Δασκαλάκου, 1996)

2. 8 ΕΥΑΙΣΘΗΣΙΑ ΤΟΥ ΓΕΝΟΥΣ PINUS ΣΕ ΔΙΑΤΑΡΑΧΕΣ

Σε πληθώρα μελετών, το ποσοστό των πεύκων αυξάνεται σε μεγαλύτερα υψόμετρα με περισσότερη διαθέσιμη υγρασία καθώς η ξηρασία τα κάνει πιο επιρρεπή σε επιθέσεις εντόμων. Συνήθως οι επιθέσεις εντόμων δεν σκοτώνουν μονομιάς τα δέντρα. Ωστόσο με ταυτόχρονη ξηρασία έρχεται η θνησιμότητα (Furniss & Carolin, 1977). Οι Negron και Wilson (2003) βρήκαν ότι η θνησιμότητα pinyon σε χρόνια ξηρασίας είχε σημαντική σχέση με το μέγεθος των δένδρων και την ηλικία, την εμφάνιση ιξού, την πυκνότητα της συστάδας (Floyd *et al*., 2009). Οι Kearns *et al*., (2005) βρήκαν ότι πεύκα σκοτώθηκαν από ασθένειες των σκαθαριών που προσβάλουν το φλοιό και τη ρίζα στο νοτιοδυτικό Κολοράντο μετα από τη φωτιά.

Τα πεύκα έχουν αμφότερο πλευρικό και κάθετο ριζικό σύστημα. Οι πλάγιες ρίζες συνήθως βρίσκονται σε βάθη από 15 έως 41 cm και μπορεί να επεκταθούν μακριά από το κορμό σε απόσταση δύο φορές την ακτίνα της κόμης (Ronco, 1990). Το υδατικό δυναμικό των δέντρων με βαθιές κατακόρυφες ρίζες εξαρτάται κυρίως από την βροχόπτωση (Miller & Schultz, 1987). Γενικά ισχύει ότι το μεγαλύτερο βάθος εδάφους δίνει πάντοτε καλύτερα αποτελέσματα. Σύμφωνα με τον Μπρόφα (1998) προέκυψε ότι το ελάχιστο βάθος εδάφους για την επιβίωση της *P. halepensis*, στις συγκεκριμένες συνθήκες, ανέρχεται στα 30 cm και το αντίστοιχο, για καλύτερη αύξηση, στα 40 cm.

Τα πεύκα είναι ευαίσθητά στο όζον (Elvira *et al*., 1998). Οι επιδράσεις του όζοντος μπορεί να οδηγήσουν στο θάνατο τα νεαρά φυτά (Naveh *et al*., 1980). Η έκθεση στο όζον προκαλώντας αύξηση στη διάχυτη αντίσταση (Anttonen *et al*., 1998) και έλλειψη νερού οδηγούν σε στρες με τη συνδυασμένη έκθεση σε όζον (Inclam *et al*., 1998). Σε συνδυασμό, το όζον και η ήπια ξηρασία, μειώνουν την ποσότητα του άνθρακα που μεταφέρεται στις ρίζες, οδηγώντας σε μειωμένη ανάπτυξη των ριζών. Έτσι, τα υψηλά επίπεδα του όζοντος κατά τους καλοκαιρινούς μήνες μπορεί να επηρεάσουν την ικανότητα της *P. halepensis* να αντέχει στις σοβαρές πιέσεις που προκύπτουν από την έλλειψη του νερού στο φυσικό της περιβάλλον (Gerant *et al*., 1996). Η βλάβη του όζοντος προδιαθέτει την χαλέπιο πεύκη στην επίθεση από το *M. josephi*. Οι συνδυασμένες επιπτώσεις είναι προοδευτική αποξήρανση από τα χαμηλότερα κλαδιά και τελικά ο θάνατος του δέντρου. Αυτό σε συνδυασμό με την αύξηση της ξηράς ύλης και την επέκταση των θάμνων αυξάνει την ένταση των δασικών πυρκαγιών (Naveh, 1999).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΤΡΙΤΟ

3.1 ΔΑΣΗ ΠΕΥΚΟΥ – ΑΡΚΕΥΘΟΥ

Η σαβάνα από αρκεύθους (juniper savanna) και τα δάση των piñon -juniper (εφεξής: P-J) στη νοτιοδυτική Η.Π.Α χαρακτηρίζονται από πολλούς επιστημονικούς ερευνητές σαν μια οικολογική μονάδα που αντιμετωπίζεται ως μια μοναδική οντότητα αν και ποικιλόμορφη. Στην πραγματικότητα ο τύπος βλάστησης P-J είναι μια υπεραπλουστευμένη (simplistic) ομαδοποίηση συστάδων πολλών διαφορετικών ειδών που κατανέμεται σε διαφορετικά κλιματικά και τοπογραφικά περιβάλλοντα., όπου κάθε είδος παρουσιάζει μια μοναδική ιστορία και ποικιλία περιβαλλοντικών αντοχών. Οι πρόσφατες ιστορικές αλλαγές στα δάση και στην πυκνότητα των συστάδων έχουν ερμηνευτεί ποικιλοτρόπως: ως συνεχόμενη προσαρμογή στο κλίμα της Ολόκαινου περιόδου, ως διαδοχή μετά τη φωτιά, τη ξηρασία, τα έντομα, και/ή ασθένειες που προκαλούν θνησιμότητα, ως η απόκριση του συστήματος στις πρακτικές βόσκησης, στο μεταβαλλόμενο καθεστώς πυρκαγιάς ή λόγω της απότομης αύξησης της θερμοκρασίας και του επιπέδου του CO_2 (Jacobs, 2008).

Τα Δάση Πεύκου – Αρκεύθου είναι δασικές εκτάσεις που χαρακτηρίζονται γενικά από δέντρα που είναι μικρού αναστήματος, αλλά περισσότερο από 5 μέτρα σε ύψος (USDA, 1993). Τα δάση Πεύκου - Αρκεύθου παρουσιάζουν μεταβλητότητα στη σύνθεση των ειδών, την πυκνότητα και τα φυσιογραφικά χαρακτηριστικά του τόπου. Κάποιες τοποθεσίες περιέχουν πυκνές συστάδες δέντρων σχετικά μεγάλων ηλικιών και πληρούν πολλά από τα κριτήρια των ώριμων δασών (USDA, 1990), ενώ άλλα μέρη έχουν συστάδες κυρίως νεότερων δέντρων πιο πρόσφατης προέλευσης. Οι άρκευθοι μπορούν να βρεθούν και σε μεγάλες ηλικίες, αλλά, δυστυχώς, είναι δύσκολο να καθοριστούν τα ακριβή ηλικιακά στοιχεία χρησιμοποιώντας τους δακτυλίους των δέντρων λόγω της επικράτησης των ψευδών και ελλειπόντων δακτυλίων. Οι συστάδες ώριμων δασών, συνήθως άνω των 150 ετών σε ηλικία, εμφανίζονται σε μια ποικιλία από φυσιογραφικές τοποθεσίες. Στο Νέο Μεξικό, τα παλιά δάση συχνά συνδέονται με βραχώδεις πλευρές των λόφων, όπου η αραιή υπορόφια βλάστηση δεν παρουσιάζει μεγάλο κίνδυνο ευφλεκτότητας (Swetnam & Brown 1992, Wood & Javed 1992, Miller & Tausch, 2001). Τα εδάφη στα οποία έχουν αναπτυχθεί παρουσιάζουν ποικιλία μητρικών υλικών και ανήκουν σε μία από

τις έξι τάξεις του εδάφους (Aridisols, Alfisols, Entisols, Mollisols, Vertisols, και Inceptisols) (Evans, 1988). Τα εδάφη είναι γενικά ρηχά και καλά στραγγιζόμενα. Τα αβαθή εδάφη αυτά δεν μπορούν να παρέχουν επαρκή χώρο για αποθήκευση νερού για να υποστηρίξουν ποώδη είδη, ωστόσο παρέχουν ποσότητες νερού προσβάσιμες μόνο σε ξυλώδη φυτά. Αντίθετα, πιο βαθιά, πιο παραγωγικά εδάφη, και αδιάσπαστη τοπογραφία σχετίζονται με πιο εύφλεκτα ποώδη είδη που επιτρέπουν τις συνθήκες εμφάνισης πιο τακτικών περιστατικών φωτιάς (Brackley, 1987). Οι δασικές αυτές εκτάσεις συνδέονται με τα εδάφη που έχουν χαμηλή γονιμότητα (Pieper 1977, Evans 1988), αλλά πρόσφατα στοιχεία (USDA, 1993) δηλώνουν πως επίσης μπορεί να εμφανιστούν σε σχετικά γόνιμα εδάφη.

Τα δάση αρκεύθου περιορίζονταν σε βραχώδεις κορυφογραμμές και αντιπαραγωγικές περιοχές όπου οι συνθήκες για πυρκαγιά είναι δυσμενείς (Eddleman & Miller, 1992). Η φωτιά συχνά εμφανίζεται σε ακανόνιστα σχήματα, που παράγουν ένα μωσαϊκό των καμένων και των άκαυτων εκτάσεων. Κατά Driscoll (1964) συχνά εμφανίζεται το μοτίβο του μωσαϊκού (climax - ώριμες, σταθερές κοινότητες) σε Θάμνους και ποώδη φυτά σχηματίζεται ένα μωσαϊκό μικρών μονάδων που εναλλάσσονται με προεξοχές βράχου, αρκεύθους, αμμοχάλικο και περιορίζεται σχεδόν αποκλειστικά σε βραχώδεις ράχες που έχουν σχετικά αραιή υπόροφια βλάστηση. Σε κοινοτήτες κατά τη διάρκεια της διαδοχής, υπάρχει μεγαλύτερη αφθονία και ποικιλία της δασικής βλάστησης όπου η βλάστηση του υπορόφου ήταν κατά κόρον αρτεμισία με μικρές αρκεύθους . Οι περιοχές αυτές παρουσιάζουν μια διαφορετική κατάσταση. Σε αυτά τα εδάφη, η βοσκή είναι σπανιότερη και η εξάπλωση αναπτύσσεται στο χρόνο με τάση να εξαλείφει την υποροφια βλάστηση. Οι τοπογραφικές και εδαφικές συνθήκες στις δυο αυτές κοινότητες διαφέρουν διαμετρικά.

Οπου κι αν βρίσκονται, δασώδεις περιοχές με πεύκα και αρκεύθους αποτελούν ένα φαινόμενο κλίμακας τοπίου. Αυτά τα δέντρα έχουν μεγάλο οικολογικό εύρος και είναι σε θέση να εισβάλλουν και να κυριαρχήσουν ένα ευρύ φάσμα των κοινοτήτων (Miller & Tausch 2001, West *et al*., 1978, West *et al*., 1998) Η κατανομή τους μπορεί να εκτείνεται από το ανώτερο άκρο αλμυρών κοινοτήτων μέχρι τις χαμηλότερες παρυφές υπαλπικών κοινοτήτων στα ψηλότερα υψόμετρα (West *et al*., 1998). Σε οποιαδήποτε θέση δασικής περιοχής στο τοπίο, το καθεστώς της διαδοχής και των συναφών κοινοτήτων είναι το αποτέλεσμα πολύπλοκων αλληλεπιδράσεων της τοπογραφίας, των εδαφών, των περιβαλλοντικών συνθηκών, της προηγούμενης

συμπεριφοράς της διαταραχής, και του πώς οι διαδικασίες διαδοχής λειτούργησαν μέσα στο χρόνο.

3.2 ΣΥΝΘΗΚΕΣ ΕΞΑΠΛΩΣΗΣ

Οι αλλαγές στη σύνθεση των φυτοκοινοτήτων που οδήγησαν σε εδραίωση αυτών των δασών έχουν ερμηνευτεί με διάφορους τρόπους, όπως (1) η εν εξελίξει μεταναστευτική προσαρμογή στο κλίμα της Ολόκαινου περιόδου (2) φυσική δημογραφική απόκριση στις διακυμάνσεις των καιρικών συνθηκών (3) διαδοχή μετά την πυρκαγιά, ξηρασία, έντομο ή ασθένεια (γεγονότα που προκαλούν θνησιμότητα (4) απόκριση σε πρακτικές βόσκησης συμπεριλαμβανομένων τροποποιημένων ανταγωνιστικών αλληλεπιδράσεων, ιδιότητων του εδάφους, υδρολογικών συνθηκών και του καθεστώτος φωτιάς (5) επιτάχυνση της ανάπτυξης, ως αποτέλεσμα των αυξημένων θερμοκρασιών και CO_2 που συνδέονται με τις πρόσφατες ανθρωπογενείς κλιματικές αλλαγές (Betancourt, 1987, Neilson, 1987, Betancourt *et al*., 1993, Tausch, 1999b, Archer, 1994, Van Auken, 2000, Miller & Tausch, 2001, Harris *et al*., 2003, Baker & Shinneman, 2004, Eisenhart, 2004, Floyd *et al*., 2004, Shinneman, 2006).

Η σχετική σημασία αυτών των μηχανισμών και διεργασιών ενδέχεται να διαφέρει από τόπο σε τόπο, με συνεργιστικές αλληλεπιδράσεις σε πολλαπλές χωρικές και χρονικές κλίμακες (Neilson, 1987, 2003, Wagner & Fortin, 2005)

3.3 ΚΛΙΜΑ

Η κλιματική αλλαγή και η αύξηση του ατμοσφαιρικού διοξειδίου του άνθρακα (CO_2) έχει προταθεί ότι συμβάλλουν στην εξάπλωση των δασών αρκεύθου, που είναι γνωστό ότι κυμαίνονται ανάλογα με τις αλλαγές στις βροχοπτώσεις, και οι συγκεντρώσεις του CO2 έχουν αυξηθεί τα τελευταία 200 χρόνια (Miller & Wigand 1994, Miller *et al*., 1994). Μέχρι στιγμής, ωστόσο, υπάρχουν λίγα στοιχεία που να δείχνουν ότι αυτοί οι παράγοντες είναι σημαντικές αιτίες της επέκτασης αρκεύθου (Archer, 1994). Η υπόθεση της αλλαγής του κλίματος μπορεί να αμφισβητηθεί (Miller &Wigand, 1994)

Ο Barger και άλλοι (2009) υποστηρίζουν το κλίμα, και όχι το ιστορικό χρήσης γης, ως τον πιο σημαντικό παράγοντα που εξηγεί τη δυναμική των δασών επισημαίνοντας ότι ορισμένες διακυμάνσεις στα δάση μπορεί να αποδοθούν εσφαλμένα στην

βόσκηση και την καταστολή της πυρκαγιάς. Μετά από μια πολύ ξηρή περίοδο κατά τα μέσα του Ολόκαινου, 7.500- 5.000 χρόνια πριν, οι άρκευθοι επεκτάθηκαν γρήγορα σε νέο εύρος. Σοβαρά περιστατικά ξηρασίας και μεγάλες πυρκαγιές κατά τη διάρκεια του Ολόκαινου, 2.500 - 1.500 χρόνια πριν, είχαν ως αποτέλεσμα περιφερειακές μειώσεις στις συστάδες πεύκων αρκεύθων. 1.200 χρόνια πριν, οι θερινές βροχοπτώσεις αυξήθηκαν, με αποτέλεσμα την αύξηση σε αφθονία και των δυο τύπων βλάστησης πεύκων και αρκεύθων. Μια περίοδος ξηρασίας μεταξύ 900 και 700 χρόνια πριν από σήμερα μείωσε και πάλι την αφθονία του δάσους. (Wigand *et al*., 1995). Παράλληλα, μια μείωση στη συχνότητα των εκδηλώσεων του φαινομένου El Nino συνέβαλε στην υποηπειρωτικής κλίμακας ξηρασία στην μέσα του αιώνα. Η ξηρασία του 1950 (Stahle & Clevelant, 1988), προκάλεσε μαζική θνησιμότητα σε πεύκα και αρκεύθους σε όλη τη λεκάνη του Ρίο Γκράντε (Betancourt *et al*., 1993). Μια παρόμοια επίπτωση έχει τεκμηριωθεί στη Sevilleta μετα από μακροπρόθεσμη οικολογική επιτόπια έρευνα, κοντά στο Socorro, Νέο Μεξικό (Betancourt *et al*., 1993). Η συγκόμωση επίσης επηρεάζεται λιγότερο από τις πυρκαγιές σε σχέση με την ξηρασία, γεγονός που υποδηλώνει ότι το κλίμα μπορεί να έχει έναν πιο σημαντικό ρόλο ειδικά σε μεγάλες εκτάσεις και για μεγάλα χρονικά διαστήματα. Οι Shinneman και Baker (2009) εξέτασαν το ρόλο των πολλαπλών δεκαετιών ξηρασίας στη δημιουργία δασών, αποδεικνύοντας ότι και οι δύο τύποι δασών καθιερωθήκαν από το 1500 μ.χ που υπήρξαν κλιματικές διακυμάνσεις του Ειρηνικού και του Ατλαντικού. Οι Swetnam και Betancourt (1998) επιπλέον, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι ώριμα δάση πεύκων δεν είναι άφθονα, ενδεχομένως λόγω της εκτεταμένης ξηρασίας στα τέλη του 1500 που οδήγησε σε μια πιθανή θνησιμότητα Ωστόσο, όσον αφορά τη δυναμική των δασών, εκτός από την ζωντανή βλάστηση, περιλαμβάνουν χοντρό ξυλώδες υλικό, νεκρά δέντρα (εμπλοκές) και κούτσουρα. Το νεκρό ξύλο με τη μορφή της, κορμών και πρέμνων είναι οικολογικά σημαντικά στα δάση και άλλων ημίξηρου κλίματος περιβάλλοντα καθώς επηρεάζει διεργασίες του εδάφους, συμβάλλει στην προστασία των ενδιαιτημάτων άγριας ζωής, και παρέχει μικροπεριβάλλοντα για αναγέννηση των φυτών (Reichle, 1975, Pearson & Theimer, 2004). Stoddard *et al*., 2008). Τα είδη αρκεύθου είναι σχετικά ανθεκτικά στην ξηρασία και είναι πιθανό να ανακάμψουν νωρίτερα από ό, τι τα πεύκα μετά από μια διαταραχή (Johnsen, 1962, Tausch & West, 1988). Ειδικότερα, η επανεδραίωση αυξάνεται από κάτω από δομές όπως θάμνοι, πέτρες, και χοντρό ξυλώδες υλικό που

βελτιώνουν δυσμενείς περιβαλλοντικές συνθήκες και τους παρέχουν προστασία από φυτοφάγα (Chambers 2001, Pearson & Theimer, 2004).

Οι Moir και Carlton (1987) αναγνώρισαν τουλάχιστον 70 τύπους οικοτόπων με 280 είδη στην Αριζόνα και το Νέο Μεξικό. Τα δάση Πεύκου – Αρκεύθου εμφανίζονται σε σχετικά υγρές θέσεις που υποστηρίζουν πυκνές συστάδες με σχετικά ψηλά δέντρα και σε ξηρές τοποθεσίες όπου εμφανίζονται διάσπαρτα χαμηλού αναστήματος δέντρα. Οι άρκευθοι είναι πιο ανθεκτικοί στην ξηρασία από τα pinyon και τείνουν να κυριαρχούν σε ξηρότερα μέρη. Ωστόσο, η παρατεταμένη ξηρασία η οποία περιορίζει την αναπλήρωση νερού στο έδαφος στα πρώτα στάδια της εγκατάστασης των δασών, και οι ανταγωνιστικές αλληλεπιδράσεις με τον ποώδη υπόροφο, μπορεί να οδηγήσουν σε θνησιμότητα.

3.4 ΥΔΑΤΙΚΟ ΔΥΝΑΜΙΚΟ

Παρά το γεγονός ότι αρκετοί κλιματικοί παράγοντες επηρεάζουν τη βλάστηση και την εγκατάσταση, η υγρασία είναι ίσως ο πιο κρίσιμος παράγοντας. Ο Meagher (1943) διαπίστωσε ότι το συμπληρωματικό πότισμα δεν επηρέασε το ποσοστό της φύτρωσης, αλλά βελτίωσε την ταχύτητα της φύτρωσης και την επιβίωση των δενδρυλλίων pinyon για μια περίοδο 2 ετών. Η ταχεία φύτρωση θα ευνοούσε ένα δενδρύλλιο, επιτρέποντάς του να εδραιωθεί πριν από το καλοκαίρι ή το φθινόπωρο σε περιόδους ξηρασίας (Gottfried, 1987). Επιπρόσθετα, η ετήσια αύξηση του δακτυλίου της δυτικής αρκεύθου είναι άρρηκτα συνδεδεμένη με τις τοπικές κλιματικές συνθήκες (Pohl *et al*., 2002). Σε μελέτη των Soulé *et al*., (2004), φαίνεται πως σε πέντε διαφορετικές τοποθεσίες στο δυτικό Όρεγκον, η αύξηση των δακτυλίων ήταν πάνω από το μέσο όρο κατά την περίοδο του τέλους του 1800. Αυτή η υγρή περίοδος συμπίπτει με το καθεστώς εξάπλωσης και την κορύφωση των δασών. Υγρές ήπιες συνθήκες ευνοούν τη γρήγορη εξάπλωση της δυτικής αρκεύθου. (Fritts & Wu, 1986, Holmes *et al*., 1986). Στο νοτιοανατολικό Όρεγκον και νοτιοδυτικό Idaho, η κορύφωση σε κάποια κλειστά δάση σημειώθηκε μεταξύ 1900 και 1920 (Miller & Rose, 1999). Αυτό συμπίπτει με περίοδο με άνω του μέσου όρου της βροχόπτωσης. Ένα παρόμοιο φαινόμενο ανάπτυξης αναφέρθηκε στις δασικές εκτάσεις αρκεύθου στη Νεβάδα (Tausch *et al*., 1981).

Το νερό είναι ένας σημαντικός περιοριστικός πόρος σε ημι-ξηρα συστήματα, και έχει αναφερθεί ευρέως ότι υπάρχει μια αντίστροφη σχέση μεταξύ της αύξησης πυκνότητας P & J και μείωσης της κάλυψης από ποώδη καθώς ερμηνεύεται ως απόκριση στον περιορισμό νερού στο έδαφος. Ο Johnsen (1960, 1962) ανέφερε ότι δενδρύλλια *J. monosperma* ήταν πολύ ευάλωτα, λόγω του άμεσου ανταγωνισμού για το νερό από είδη ποωδών και θα μπορούσαν να εδραιωθούν μόνο κατά τη διάρκεια των ετών που το νερό του εδάφους δεν ήταν ένας περιοριστικός πόρος. Ο Eisenhart (2004) προτείνει ότι οι άρκευθοι κυριάρχησαν ως συνέπεια της συγκέντρωσης της περιορισμένης υγρασίας του εδάφους σε ιδιαίτερα ρηχά υποστρώματα, όπου τα δέντρα έχουν πρόσβαση στα βαθύτερα προσβάσιμα νερά που αποθηκεύονται σε βραχώδες υπόστρωμα.

3.5 ΣΥΣΧΕΤΙΣΕΙΣ ΜΕ ΤΟΝ ΤΥΠΟ ΤΟΥ ΕΔΑΦΟΥΣ

Μελέτη στο Εθνικό Μνημείο Bandelier, έδειξε ότι ηφαιστειακά εδάφη μπορεί να επηρεάσουν σε μεγάλο βαθμό την τοπική βλάστηση και τις σχετικές διαδικασίες, ακόμα και αν ενισχύουν τη συγκράτηση νερού. Ο Julius (1999) κατέγραψε τεκμηριωμένες διαφορές στα piñon-Juniper δάση ανά ηλικία και πυκνότητα, καθώς και στη σύνθεση και την κάλυψη των συναφών υπόροφων, σε τρεις τύπους εδάφους εντός περιοχής μελέτης των 100 στρεμμάτων στο Bandelier. Σε εδάφη ελαφρόπετρας, με αργιλικούς ορίζοντες, υπάρχουν οι χαμηλότερες πυκνότητες και με μικρή ηλικία, ενώ μη ελαφρόπετρα, μη αργιλικά εδάφη είχαν τις υψηλότερες πυκνότητες μεγαλύτερης ηλικιακής κλάσης, ενώ τα μη-αργιλικά εδάφη πάνω από ελαφρόπετρα ήταν ενδιάμεσα τόσο στην πυκνότητα και την ηλικία. Επιπλέον, αργιλικά εδάφη σε ελαφρόπετρα υποστηρίζουν τη μεγαλύτερη κάλυψη από υπορόφια βλάστηση, σύνθεση που κυριαρχείται από αγρωστώδη, (όπως *Schizachyrium scoparium*), ενώ οι μη-αργιλικά εδάφη σε ελαφρόπετρα καλύπτονταν από πλατύφυλλα (Julius, 1999)

Έχει επίσης σημειωθεί ότι οι επιδράσεις της βόσκησης μπορεί να είναι εξαιρετικά μεταβλητές σε διάφορους τύπους εδαφών εντός της ίδιας κλιματική ζώνης, καθώς ορισμένες τοποθεσίες και εδάφη είναι πιο ανεκτικά στη βόσκηση, ενώ αντίθετα, άλλες περιοχές και εδάφη είναι πιο επιρρεπή στην ερημοποίηση (McAuliffe, 2003)

Αν και τα άνυδρα βοσκοτόπια είναι ευαίσθητα σε διεργασίες της ερημοποίησης (Walker *et al*., 1981, Schlesinger & Pilmanis, 1998), ο McAuliffe (2003) διαπιστώνει ότι οι περιοχές με ρηχούς αργιλικούς ορίζοντες (που αναστέλλουν τη διείσδυση και βαθιά αποθήκευση νερού) ευνοούν τα ξυλώδη είδη ακόμα και κάτω από συνθήκες παρατεταμένης πίεσης από τη βόσκηση. Αυτό είναι εν μέρει αποτέλεσμα των ριζών της αρκεύθου που συγκεντρώνονται κοντά στην επιφάνεια του εδάφους (Miller *et al*., 2000).

3.6 ΚΑΘΕΣΤΩΣ ΠΥΡΚΑΓΙΑΣ

Οι πυρκαγιές είναι συνήθως υποβοηθούμενα από τον άνεμο συμβάντα που συμβαίνουν κάτω από θερμές, ξηρές καιρικές συνθήκες και έχουν ως αποτέλεσμα το θάνατο των περισσότερων ή όλων των δένδρων που κυμαίνονται από μικρές ομάδες δέντρων σε μέχρι εκατοντάδες εκτάρια σε μέγεθος (Floyd *et al*., 2004 , Huffman *et al*., 2008). Η ηλιακή ακτινοβολία αυξάνεται σε περιοχές υψηλής θνησιμότητας (Royer *et al*., 2011), οδηγώντας έτσι στη μείωση των συνολικών πόρων της υγρασίας του εδάφους στο τοπίο (Breshears *et al*., 2009), και προκαλώντας περαιτέρω αλλοίωση των οικοσυστημάτων (Steltzer *et al*., 2009).

Η συχνότητα των πυρκαγιών μειώθηκε επειδή η βόσκηση μείωσε κατά πολύ τα ποώδη φυτά και τους θάμνους που ήταν σημαντική πηγή ανάφλεξης έτσι τα νέα δενδρύλλια ήταν σε θέση να επιβιώσουν (Burkhardt & Tisdale, 1969, 1976, Campbell 1954, Ellison, 1960, Miller & Rose, 1999, Miller & Tausch, 2001). Χαρακτηριστικά, οι Miller και Rose (1999) παρατήρησαν μια μεγάλη μείωση στη συχνότητα εμφάνισης της φωτιάς ύστερα από την εισαγωγή μεγάλου ζωικού κεφαλαίου στα τέλη του 1860. Η εισαγωγή της βόσκησης το 1860 συμπίπτει με την εξάπλωση των δασών δυτικής αρκεύθου. (Burkhardt & Tisdale, 1976, Miller & Rose, 1999, Miller & Tausch, 2001). Η κτηνοτροφία ενθάρρυνε επίσης την επέκταση της αρκεύθου λόγω της μείωσης του ανταγωνισμού από ποώδη είδη (Brackley, 1987, Tausch, 1999, Miller & Tausch, 2001). Αντίθετα ο ρόλος της κτηνοτροφίας ως μηχανισμός διασποράς των σπόρων φαίνεται να είναι μικρός (Burkhardt & Tisdale, 1976). Ο άνεμος και η βαρύτητα δεν είναι σημαντικοί παράγοντες διασποράς. Οι περισσότεροι σπόροι θα πέσουν ακριβώς κάτω από την κομοστέγη και πολύ λίγοι σπόροι θα προσγειωθούν σε παρακείμενες περιοχές στον ενδιάμεσο χώρο (Gottfried ,1992). Τα

πτηνά θεωρούνται ως οι πιο σημαντικοί παράγοντες διασποράς. Κατά Balda (1987) εκτός από τα πουλιά και άλλα ζώα θεωρούνται σημαντικές παράγοντες διασποράς της αρκεύθου.

Όσο αυξάνει η ξυλώδης χλωρίδα σε μια περιοχή, οι θάμνοι και τα ποώδη είδη της υποροφιας βλάστησης μειώνονται (Bates *et al*., 2000, Miller *et al*., 2000), η διαθεσιμότητα θρεπτικών του εδάφους επίσης μειώνεται (Bates *et al*., 2002) και το μικροκλίμα τροποποιείται. Η ευκαιρία για την εδραίωση των αγρωστωδών αυξάνει σε περιοχές με ελλιπή όροφο θάμνων και δικοτυλήδονων (Whisenant, 1990). Επανειλημμένες πυρκαγιές μπορεί να απλοποιήσουν τη βλάστηση οδηγώντας σε ένα ομοιογενές τοπίο που κυριαρχείται από εξωτικά μονοετή είδη (Young & Evans, 1973, Young, 1991). Η διαθεσιμότητα των πόρων του εδάφους μετά τη μείωση της πυκνότητας των δένδρων μπορεί να είναι ένας προάγγελος της δεκτικότητας της κοινότητας στην εισβολή (Burke, 1996). Η αύξηση στα εξωτικά είδη στα οικοσυστήματα πεύκου αρκεύθου στην Νεβάδα οδήγησε σε δραματική αύξηση των συχνοτήτων περιστατικών φωτιάς και της σοβαρότητας τους (Young & Evans, 1973, Whisenant, 1990, Swetnam *et al*., 1999, Tausch, 1999). Πολλές και συχνές πυρκαγιές έχουν ανοίξει πολλές δασικές περιοχές, συχνά προκαλώντας την αλλαγή από δασικές σε χορτολιβαδικές εκτάσεις (Tausch, 1999, West, 1999). Τα προβλήματα που σχετίζονται με εξωτικά αγρωστώδη αυξάνονται με υψηλότερα επίπεδα του CO_2 στην ατμόσφαιρα όπου η ευφλεκτότητα επίσης αυξάνει (Blank *et al*., 2006).

3.7 ΒΙΟΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΚΑΙ ΣΗΜΑΣΙΑ

Η βιοποικιλότητα είναι συνάρτηση του πλούτου ειδών (αριθμός ειδών), εντός ή μεταξύ των οικοτόπων. Τα πευκου - αρκεύθου οικοσυστήματα θα μπορούσαν να θεωρηθούν ως σχετικά εντυπωσιακές δεξαμενές της βιοποικιλότητας, παρότι η υπόροφια βιομάζα είναι γενικά είναι μικρή. Ωστόσο, λόγω της ευρείας διανομής του τύπου αυτού βλάστησης, ο συνολικός αριθμός των φυτικών ειδών που συνδέονται με τις εν λόγω δασώδεις περιοχές είναι μεγάλος (Medina, 1987, Ronco, 1990). Αυτά τα δάση φιλοξενούν επίσης σχετικά λίγα ενδημικά είδη σπονδυλωτών (Brown, 1982). Γύρω στα 450 είδη αγγειόσπερμων, από το σύνολο των 712 ειδών που απαριθμούνται στο Εθνικό Μνημείο Bandelier, στο Νέο Μεξικό, εμφανίζονται σε ζώνες pinyon-juviper (Jacobs, 1989). Ωστόσο, η ευρεία και λεπτομερή εξέταση των δασικών

εκτάσεων αποκαλύπτει σημαντικά επίπεδα βιοποικιλότητας σε λιγότερο εμφανείς συνιστώσες των οικοσυστημάτων, ειδικά όσον αφορά την ποώδη βλάστηση και τους οργανισμούς του εδάφους (Whitford, 1991). Μεγάλη ποικιλία μικροενδιαιτημάτων υπάρχει μέσα στα εδάφη, με αποτέλεσμα την ποικιλομορφία των οργανισμών (DindaI, 1990). Τα αρθρόποδα που διαβιούν στην επιφάνεια του εδάφους πρόσφατα είχαν μελετηθεί στο Εθνικό Ιστορικό Πάρκο Pecos (Parmenter & Lightfoot, 1994) και το Εθνικό Μνημείο Bandelier (Lightfoot & Parmenter, 1994), με 189 και 115 είδη να αναφέρονται, αντίστοιχα. Οι Οργανισμοί του εδάφους επηρεάζουν πολλές διεργασίες του οικοσυστήματος (Hole 1981, Crawford, 1986), μεταξύ των οποίων: η ανακύκλωση των θρεπτικών στοιχείων, ο έλεγχος του ρυθμού των θρεπτικών συστατικών και των κύκλων τους, ιδίως μέσω της διατροφής των μυκήτων, που είναι οι κύριοι αποικοδομητές (Parker *et al*., 1984). Μικροβιακές ή κρυπτογαμικές, κρούστες από ποικίλα είδη κυανοβακτηρίων με λειχήνες, βρύα, πράσινα άλγη, μύκητες, βακτήρια είναι σημαντικά χαρακτηριστικά των δασών αυτών.

3.8 ΣΥΓΚΕΝΤΡΩΣΕΙΣ ΣΕ ΘΡΕΠΤΙΚΑ

Η σύγκριση των εδαφών όπου φύονται άρκευθοι και εκείνων στα μεσοδιαστήματα μαρτυρά τις αλλαγές στην συγκέντρωση των θρεπτικών. Η πιο εμφανής αλλαγή ήταν η συγκέντρωση οργανικού ορίζοντα που συντίθετο κατά βάση από τα υπολείμματα της αρκεύθου κατά την αποσύνθεση στο ορυκτό έδαφος. Αυτό προκαλεί μια μικρή αύξηση στο οργανικό υλικό του ορίζοντα Α. Επίσης, αυξήθηκε η ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων και το ph. Στο κεντρικό Όρεγκον υψηλότερες συγκεντρώσεις ασβεστίου (Ca) και κάλιου (K) εμφανίστηκαν κάτω από ώριμα δέντρα αρκεύθου σε σύγκριση με εδάφη στο μεσοδιάστημα (Doescher *et al*., 1987). Οι μεγαλύτερες συγκεντρώσεις αζώτου (N) και οργανικής ύλης βρεθήκαν σε εδάφη κάτω απο νεαρά άτομα αρκευθου (Bates, 1996). Ο Josaitis (1990) αξιολόγησε τα χαρακτηριστικά του εδάφους σε τρεις ηλικιακές κατηγορίες δέντρων στο νοτιοδυτικό Idaho. Σε όλες τις ηλικιακές κατηγορίες, οι συγκεντρώσεις Ca, K, Na, Mg, οργανικής ύλης, N και σε NO_3 ήταν σημαντικά μεγαλύτερες σε εδάφη υπό τη κομοστέγη του δέντρου της αρκεύθου σε σχέση με το διάκενο. Εδαφικό άζωτο, NO_3, οργανική ουσία, και Ca αυξάνονταν σημαντικά με την ηλικία των δέντρων. Η Ικανότητα ανταλλαγής κατιόντων του εδάφους (CEC) και το ρH ήταν σημαντικά μεγαλύτερα σε εδάφη κάτω από δέντρα σε σύγκριση με τον ενδιάμεσο χώρο και αυξημένα σε εδάφη παλαιών δασών. Παρόμοια ήταν τα αποτελέσματα από τους Klemmedson και Tiedemann

(2000) που αξιολόγησαν τις συγκεντρώσεις θρεπτικών ουσιών του εδάφους στο κεντρικό Όρεγκον. Ακόμα, υποστήριξαν ότι η απομάκρυνση της αρκεύθου με φωτιά μπορεί να οδηγήσει σε σημαντική απώλεια θρεπτικών συστατικών, ιδιαίτερα Ν. Αυτό ισχύει δεδομένου ότι το μεγαλύτερο μέρος του αζώτου σε αρκεύθους βρίσκεται σε υπέργειους ιστούς (Klopatek, 1987, Tiedemann, 1957). Μελέτη στην Αριζόνα (Perry, 1993) διαπίστωσε ότι το 91 τοις εκατό του φυτικού αζώτου είχε χαθεί μετά από ελεγχόμενη καύση. Τέτοιες απώλειες οδηγούν σε μείωση της μακροπρόθεσμης παραγωγικότητας. Επιπλέον, η φωτιά έχει επίσης καταστρεπτική επίδραση στους μικροοργανισμούς του εδάφους (Klopatek *et al*., 1990).

3.9 ΣΠΟΥΔΑΙΟΤΗΤΑ - ΧΡΗΣΕΙΣ

Χρήση: Τα δάση στη Β. Αμερική χρησιμοποιούνται από την άγρια φύση και τα ζώα ως καταφύγιο, τόπους αναπαραγωγής και περιοχές τροφοληψίας. Πολλά είδη πουλιών εξαρτώνται από καρπούς αρκεύθου για φθινόπωρο και το χειμώνα και πολλά είδη φωλιάζουν στις κοιλότητες των δέντρων. Το ξύλο είναι ιδιαίτερα ανθεκτικό στη φθορά, και συχνά χρησιμοποιείται για θέσεις φράχτη, στύλους και καυσόξυλα. Τα δάση παρέχουν μια πλήρη σειρά των προϊόντων, συμπεριλαμβανομένων των καυσόξυλα, ξηρούς καρπούς, φράχτη, χριστουγεννιάτικα δέντρα, δέντρα τοπίο, κτηνοτροφικά για τα ζώα, φιλοξενούν είδη κοινών και σπάνιων και απειλούμενων με εξαφάνιση άγριας ζωής.

Εδώ και αιώνες οι άρκευθοι έχουν χρησιμοποιηθεί ως θυμιάματα, διουρητικά, και σε θεραπείες για δυσπεψία (Hager, 1976, Von Cramer, 1968). Η πίσσα αυτών έχει χρησιμοποιηθεί για θεραπεία σε δερματικές παθήσεις (Guenther, 1952). Επίσης το έλαιο τους χρησιμοποιείται σε οινοπνευματώδη ποτά (Duke, 1980). Οι ινδοί χρησιμοποιούσαν την άρκευθο για τροφή, θεραπεία από αρρώστιες και καταφύγιο. Τα φύλλα, τα κλαδιά και οι καρποί αφού είχαν βρασθει βοηθούσαν ως θεραπεία για κρυολογήματα, πονόλαιμο, αφροδίσια νοσήματα και νεφρική ανεπάρκεια (Couture, 1978). Οι καρποί έχουν πικρή γεύση αλλά θρεπτική αξία και βοηθούσαν σε περιόδους έλλειψης τροφίμων (Olsen 1967, D'Azevedo, 1986)

Η *J. phoenicea* χρησιμοποιείται ευρέως στην παραδοσιακή ιατρική για τη θεραπεία της διάρροιας (Qnais *et al*., 2005). Τα Φύλλα και οι καρποί του φυτού χρησιμοποιούνται για την παρασκευή των μειγμάτων που δρουν ως δια στόματος υπογλυκαιμικός παράγοντας (Amer *et a1*., 1994). Έλαια που απομονώνεται από τα

φύλλα έδειξαν επίσης αποτελέσματα ενάντια στα βακτηρίδια και μύκητες (Mazari *et al*., 2010)

Μελέτη πραγματοποιήθηκε στον Ελλαδικό χώρο, προκειμένου να εξακριβωθεί η αντιμικροβιακή ιδιότητα των ελαίων απο τους καρπούς και τα φύλλα 4 ειδών αρκεύθου. Η τερπινεόλη Α ήταν το κύριο συστατικό. Συλλέχθηκαν *Juniperus drupacea* (Άρκευθος δρυπωδης) απο τον Πάρνωνα, *Juniperus phoenicea* και *Juniperus oxycedrus* (Φοινικική και οξύκεδρος αντίστοιχα) απο την Αττική. *Juniperus marcocarpa* (Αρκευθος Μακροκαρπη) απο την Ελαφόννησο. Η αντιμικροβιακή δραστηριότητα ελεχθηκε όσον αφορά gram θετικά και αρνητικά βακτήρια. Όσον αφορά τα συμπεράσματα, φάνηκε οτι τα έλαια που προέρχονταν απο τους καρπούς ήταν πιο ενεργά απο εκείνα των φύλλων. Τα πρώτα εμποδίζουν την αύξηση των *Candida albicans, Escherichia coli, Pseudomonas aeruginosa και Staphylococcus aureus* όπου τα δεύτερα δεν αντιδρούν. Αντίθετα τα έλαια απο τα φύλλα εμποδίζουν την αύξηση των βάκιλων *Bacillus cereus , B. subtilis*. Το πιο δραστικό κλάσμα βρέθηκε να περιέχει κατά κύριο λόγο α-τερπινεόλη (Stassi *et al*., 1996).

Το μεγαλύτερο εμπόδιο για τη συγκομιδή της αρκεύθου για τα προϊόντα ξύλου είναι το κόστος. Τα δέντρα έχουν πολυάριθμα μεγάλα άκρα, ο μέσος όγκος / στρέμμα είναι χαμηλός, το έδαφος είναι συχνά βραχώδες, και η πρόσβαση είναι περιορισμένη.

Τα επιθυμητά χαρακτηριστικά του ξύλου είναι:

• πλούσια χρώματα

•Αρωματικά

• Πιο σταθερό σε σχέση με έλατο και πεύκο

• πιο ανθεκτικό

3.10 ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ

Ενώ υπάρχουν διάφοροι ορισμοί της διαχείρισης του οικοσυστήματος, ο στόχος είναι οικολογικές προσεγγίσεις για τη δημιουργία και τη διατήρηση ποικίλων, παραγωγικών και υγιών οικοσυστήματων (Kaufmann et a1., 1994). Η διαχείριση των οικοσυστημάτων αναγνωρίζει ότι άνθρωποι αποτελούν αναπόσπαστο μέρος του συστήματος και ότι θα πρέπει να συμπεριληφθούν οι ανάγκες τους. Οι οικολογικές προσεγγίσεις είναι κεντρικής σημασίας αλλά η κατανόηση της βασικής οικολογίας του δάσους είναι ελλιπής, και υπάρχουν διαφορετικές απόψεις και ερμηνείες των υφισταμένων πληροφοριών (Gottfried & Severson, 1993).

Βασικά ερωτήματα σχετικά με τα εν λόγω οικοσυστήματα παραμένουν αναπάντητα. Μερικά αφορούν τα βασικά δυναμική των βιολογικών και φυσικών παραμέτρων των οικοσυστήματων. Άλλοι αφορούν την κατανομή των δασών μετά την εισαγωγή της κτηνοτροφίας και τον έλεγχο της πυρκαγιάς. Οι στόχοι διαχείρισης οικοσυστημάτων παρουσιάζουν ποικιλομορφία. Τα δάση ποικίλουν, ομοίως με τα χαρακτηριστικά και τη παραγωγικότητα της τοποθεσίας στην οποία βρίσκονται. Οι στόχοι διαχείρισης πρέπει να αξιολογούνται με βάσει τις δυνατότητες του κάθε τόπου, καθώς και οι αποφάσεις πρέπει να βασίζονται σε έγκυρες επιστημονικές πληροφορίες. Μια μελλοντική κλιματική αλλαγή θα μπορούσε να προκαλέσει εκτεταμένες και, ενδεχομένως, απότομες αλλαγές στην κυρίαρχη βλάστηση, στο καθεστώς πυρκαγιάς, στη διάβρωση μετά την πυρκαγιά.. Η ικανότητά πρόβλεψης και προσαρμογής σε αυτές τις αλλαγές θα εξαρτηθεί από το πόσο καλά καταλαβαίνουμε τις συνέπειες των κλιματικών αλλαγών στη βλάστηση, τη φωτιά, και τη γεωμορφολογία και πώς αυτοί οι παράγοντες αλληλεπιδρούν σε διαφορετικές χρονικές και χωρικές κλίμακες (Allen, 2007).

Η κατάταξη των δασών βασίζεται στην παραγωγικότητα του τόπου και μπορεί να βοηθήσει το σχεδιασμό της διαχείρισης. Τα δάση πεύκου αρκεύθου μπορούν να χωριστούν σε υψηλής και χαμηλής πυκνότητας με βάση την παραγωγικότητα τον όγκο και τοποθεσία των συστάδων (Conner *et al*., 1990, Van Hooser *et al*., 1993). Η παραγωγικότητα είναι ένα μέτρο που καθορίζεται από το βάθος του εδάφους, την κλίση και την παρουσία της αναγέννησης (Van et Hooser, 1993).

Οι δημογραφικές αναλύσεις είναι χρήσιμα εργαλεία για την αξιολόγηση της κατάστασης διατήρησης των φυτικών ειδών, δεδομένου ότι μας παρέχουν βασικές

πληροφορίες σχετικά με την ανάπτυξη, την επιβίωση και την αναπαραγωγή των ατόμων σε διαφορετικό μέγεθος (Davy & Jefris, 1981, Primack, 1995). Επιπλέον, το μέγεθος / ηλικιακή δομή του πληθυσμού παρέχει μια ένδειξη της διαδικασίας αναγέννησης τους και την κατάσταση διατήρησής τους (de Kroon *et al*., 1986, Primack, 1995)

Η ανάγκη για διατήρηση της γενετικής ποικιλομορφίας μέσω της διατήρησης των απομονωμένων πληθυσμών και του προσδιορισμού του γεωγραφικού εύρους των ειδών στη βιολογία διατήρησης είναι επιτακτική (Rojas, 1992, Scott *et al*., 2001, Sutherland, 2000). Σύμφωνα με τους Lesica και Allendorf (1995) οι πληθυσμοί στην περιφέρεια των περιοχών τους, μπορεί να είναι περισσότερο γενετικά μεταβλητοί και έτσι εξελικτικά πολύτιμοι και ενδέχεται να είναι λιγότερο ευάλωτοι σε ανθρωπογενείς ή φυσικές αλλαγές. Έτσι, ο προσδιορισμός των υπολειμματικών πληθυσμών, μπορεί να είναι ένα πολύτιμο εργαλείο για τους σκοπούς της διατήρησης των φυτών.

3.11 ΑΝΤΙΜΕΤΩΠΙΣΗ ΣΥΝΘΗΚΩΝ ΞΗΡΑΣΙΑΣ

Το νερό είναι ο σημαντικότερος περιοριστικός πόρος στα εν λόγω οικοσυστήματα. Η επαναχρησιμοποίηση λυμάτων σε δασικές φυτείες αποτελεί μια ασφαλή, φιλική προς το περιβάλλον και οικονομικά συμφέρουσα μέθοδος για την επεξεργασία και διάθεση των λυμάτων εκτός από το όφελος της βελτίωσης δασικών πόρων (Lubello *et al*., 2004, Mohammad & Ayadi, 2004).

Στην Ιορδανία, προγράμματα αναδάσωσης έγιναν από το 1950. Τότε, τα έργα αναδάσωσης ήταν μη αρδευόμενα και πραγματοποιούνταν σε περιοχές που δέχονται περισσότερα από 200 mm ετήσια βροχόπτωση. Έτσι, αναδάσωση περιορίζεται από το χαμηλό ύψος και τη μεταβλητή φύση των βροχοπτώσεων. Επιπλέον, η επιβίωση των φυτεμένων δενδρυλλίων επηρεάζεται από τις εξαιρετικά ξηρές συνθήκες που επικρατούν. Το επαναχρησιμοποιημένο νερό είναι μια αξιόπιστη πηγή νερού ακόμη και σε ξηρά έτη (Asano, 1991). Έτσι, επεξεργασμένα λύματα χρησιμοποιήθηκαν για να ενισχυθεί η επιβίωση κάτω από τις δυσμενείς συνθήκες, ιδιαίτερα κατά τα πρώτα κρίσιμα χρόνια των νέων δενδρυλλίων. Ωστόσο, υπό μη αρδευόμενες συνθήκες, η επιβίωση ήταν σημαντικά υψηλότερη για τη *J. phoenicea* σε σύγκριση με άλλα είδη. Ακόμα, η αύξηση του ύψους δενδρυλλίου διέφερε μεταξύ των ειδών και ήταν χαμηλότερη για *Q. aegilops* και *J. phoenicea*, σε σύγκριση με άλλα είδη όταν χρησιμοποιήθηκε νερό από βιολογική επεξεργασία. Επίσης, οι *P. nigra* και *P.*

halepensis έδειξαν υψηλότερο ποσοστό αύξησης του ύψους σχετικά με τις *Q. aegilops* και *J. phoenicea*. Το χαμηλότερο ποσοστό αύξησης του ύψους καταγράφηκε για J. *phoenicea*. Σε γενικές γραμμές, οι διαφορές στα φυσικά ποσοστά αύξησης και σε αυτά που προέκυψαν από την χρήση επαναχρησιμοποιημένου νερού δεν ήταν μεγάλες. Η παρατηρούμενη μεταβολή στο ποσοστό επιβίωσης σποροφύτων μεταξύ των ειδών υπό διάφορους τύπους επεξεργασίας νερού άρδευσης θα μπορούσε να εξηγηθεί από τη φύση αυτών των ειδών όσον αφορά την προσαρμοστικότητα τους στις τοπικές περιβαλλοντικές συνθήκες. Σε γενικές γραμμές, τα αυτόχθονα είδη ήταν καλύτερα προσαρμοσμένα και είχαν υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης από εισαγόμενα είδη. Η υψηλότερη επιβίωση όταν χρησιμοποιήθηκε επαναχρησιμοποιημένο νερό σημειώθηκε στα *P. dulcis*, *P. halepensis,* και *J. phoenicea*. Τα αποτελέσματα έδειξαν το σημαντικό ρόλο της *J. phoenicea* σε συνθήκες ξηρασίας. Η *J. phoenicea* είναι αυτόχθον είδος που είναι προσαρμοσμένο στις σκληρές και ξηρές περιβάλλοντικές συνθήκες της νότιας Ιορδανίας (AL-Eisawi, 1996). Ως εκ τούτου, τα προγράμματα αναδάσωσης στην Ιορδανία και ομοίως σε περιοχές με όμοιες περιβαλλοντικές συνθήκες θα πρέπει να λαμβάνουν υπόψη τη χρήση του *J. phoenicea* ειδικά κάτω από ξηρές συνθήκες.

3.12 ΠΟΛΛΑΠΛΑΣΙΑΣΜΟΣ

Ομοίως με άλλα είδη του γένους, η *Juniperus phoenicea* δεν παρουσιάζει υψηλό ποσοστό φύτρωσης των σπόρων (Ortiz *et al*., 1998). Ως εκ τούτου, ο μικροπολλαπλασιασμός και η ιστοκαλλιέργεια ενδείκνυται με σκοπό τη βελτίωση της διάδοσης των ειδών *Juniperus.* Οι Dirr και Heuser (1987) ανέφεραν ότι τα μοσχεύματα του γένους *Juniperus* χρησιμοποιώντας ινδόλη-3-βουτυρικό οξύ (IBA), αποτελούν καλή πρακτική πολλαπλασιασμού. Όμως, οι Hartman *et al*. (1999) μελέτησαν τον πολλαπλασιασμό των *J. virginiana και J. procumbens* με μοσχεύματα, αλλά συμπέραναν ότι η επιτυχία της βλάστησης μπορεί να είναι χαμηλότερη από το 10% όταν τα ενήλικα δέντρα χρησιμοποιούνται ως μητρικά (Edson *et al*., 1996). Σε άλλη προσπάθεια, ο Wagner *et al*., (1994) έλαβε λιγότερο από 10% πετυχημένη βλάστηση από 12 ετη φυτά που χρησιμοποιήθηκαν για να ληφθούν μοσχεύματα. Σε άλλη μελέτη εφαρμόστηκε ο πολλαπλασιασμός των *J. oxycedrus* από μασχαλιαίους βλαστούς και αργότερα βρέθηκε κάποια μορφογενετική ικανότητα στους κάλους που προέρχονται από καλλιέργεια κυττάρων του ίδιου είδους (Gomez & Segura, 1996). Οι Harry *et al*., (1995), ανέφεραν αναγέννηση δενδρυλλίων χρησιμοποιώντας

εμβρυογενή μοσχεύματα του *J. cedrus.* Η διαδικασία περιλαμβάνει γενικά το σχηματισμό των μεριστωμάτων σε μασχάλες των φύλλων και ανάπτυξη των οφθαλμών (Shimizo - Sato & Mori, 2001). Οι μηχανισμοί της ανάπτυξης εξαρτώνται από την αναλογία του φυτικών ορμονών αυξίνη και κυτοκινίνη (Shimizo - sato & Mori, 2001)

Σε άλλη μελέτη, ο Shanjani (2003) τόνισε τη σημασία του αζώτου κατά τη διαδικασία διέγερσης της δημιουργίας κάλλου στη φυτική αναγέννηση του *J. excelsa*, και αυτή η στρατηγική έχει προταθεί ως μια νέα τακτική για τα εξαιρετικά 'δύστροπα' είδη (Gonçalves, 2004). Σε άλλη μελέτη μοσχεύματα (15-20 cm μήκος) από κλαδιά των ώριμων δέντρων (20 ετών), που συλλέγονται την άνοιξη , χρησιμοποιήθηκαν ως πηγή μικρομοσχευμάτων σε in vitro καλλιέργειες. Τα αποτελέσματά επιβεβαιώνουν ότι, όπως και στην *J. chinensis*, μεταξύ των συνδυασμών που δοκιμάστηκαν (στρατηγικές σχετικά με την έκθεση των βλαστών σε αυξίνες IAA, IBA και NAA), το NAA (ναφθαλενεοξικό οξύ) ως ρυθμιστής ανάπτυξης παίζει σημαντικό ρόλο στην παραγωγή του κάλου. Ο ρόλος των υποκινητών, ιδίως γιββερελλίνες (GA), στο σπάσιμο λήθαργου σπόρων είναι καλά τεκμηριωμένος σε πολλά είδη φυτών (Dissanayake *et al*., 2010, Fang *et al*., 2006, Güleryüz *et al*, 2011, Nadjafi *et al*., 2006, Penfield *et al*., 2005, Goggin *et al*., 2011). Επίσης, τα υψηλότερα ποσοστά επιβίωσης (58% από συνολικά 30 μοσχεύματα) εμφάνισαν τα μοσχεύματα που προέρχονταν από προ-κατεργασία (προετοιμασία με μυκητοκτόνο διάλυμα) (Loureiro *et al*., 2005). Σημαντικό αποτελεί το γεγονός οτι τα μορφολογικά χαρακτηριστικά των σπόρων στη *J. phoenicea* φαίνεται να παίζουν ένα ρόλο στη μόλυνση των καθιερωμένων καλλιεργειών από παθογόνα. Αυτό ισχύει διότι οι αυλακώσεις κατά μήκος της επιφάνειας των σπόρων μειώνουν την αποτελεσματικότητα της αποστείρωσης και έτσι λανθάνοντα μικρόβια έχουν την ευκαιρία να αναπτυχτούν (García, 1998, Tigabu *et al*., 2007)

Οι Piotto *et al*., (2003) ανέφεραν ότι δεν υπάρχουν απόλυτα αποτελεσματικές προ-κατεργασίες που να βελτιώνουν τη βλάστηση της *J. phoenicea* από τις χώρες της Μεσογείου. Ωστόσο, προτείνουν τη στρωμάτωση των γυμνών σπόρων στους 3 ή 4 ° C για 30 έως 90 ημέρες. (Piotto *et al*., 2003). Στις εύκρατες περιοχές, στρωμάτωση

των σπόρων σε μία υγρή και ψυχρή μέση θερμοκρασία στους 5 ° C, συνιστάται να ξεπεραστεί ο λήθαργος των σπόρων σε πολλά είδη φυτών (Tigabu et al., 2007). Οι σπόροι φυτρώνουν ελάχιστα όταν δεν έχουν περάσει από την εν λόγω διαδικασία. Σπόροι στρωματωμένοι για τρεις μήνες είχαν σημαντικά υψηλότερα ποσοστά βλάστησης (9,3%) από τους σπόρους που στρωματώθηκαν για ένα μήνα (3,2%). Η χρήση του μέσου OM Rugini ελιάς σε συνδυασμό με TDZ thidiazuron ενδείκνυται για τον πολλαπλασιασμό και επιμήκυνση των βλαστών. Εν τω μεταξύ, οι μη στρωματωμένοι σπόροι απέτυχαν να βλαστήσουν (Al-Ramamneh *et al*., 2012). Σε συμφωνία με τα αποτελέσματα της παραπάνω μελέτης, οι σπόροι της *J. procera* από πέντε προελεύσεις στην Αιθιοπία έχουν δείξει σημαντικές διαφορές στην ικανότητα βλάστησης των σπόρων σε απόκριση της στρωμάτωσης στους 5 ° C (Tigabu *et al*., 2007).

Οι Tigabu *et al*., (2007) κατέγραψαν επιτυχία της φύτρωσης σε ποσοστό μεταξύ 60 και 80% για σπόρους στρωματωμένους για 6 εβδομάδες που συλλέχτηκαν από προελεύσεις που χαρακτηρίζονται από υψηλή θερμοκρασία. Η υψηλή θερμοκρασία που επικρατεί κατά τη διάρκεια της ωρίμανσης των σπόρων μπορεί να επάγει αποτέλεσμα μετά την ωρίμανση, η οποία με τη σειρά της ενισχύει την ανάπτυξη και τη βλάστηση των σπόρων. Η περιοχή συλλογής (Al-Jhayer) για τους σπόρους *J. phoenicea* στη μελέτη των Al-Ramamneh *et al*., (21012) χαρακτηρίζεται από τη μείωση της θερμοκρασίας κατά τη διάρκεια της ωρίμανσης των σπόρων (από τον Οκτώβριο έως Δεκέμβριο), η οποία προκαλεί λήθαργο και φτωχή βλαστική απόκριση. Οι Piotto *et al*., (2003), επεσήμαναν ότι μετά το σπάσιμο λήθαργου των σπόρων, η φύτρωση μπορεί να ενθαρρυνθεί από συνθήκες θερμοκρασίας περίπου 15° C, ενώ υψηλότερες θερμοκρασίες (+20/25 ° C) δεν φαίνονται ως η βέλτιστη επιλογή.

Οι ώριμοι σπόροι του *J. phoenicea* περιέχουν υψηλές ποσότητες χημικών αναστολέων, που εμπλέκονται στην οδό μεταγωγής σήματος που ελέγχει τη βλάστηση (Chien *et al*, 1998, Goggin *et al*., 2009, Koornneef *et al*., 2002, Nonogaki *et al*., 2010). Τα παραπάνω αποτελέσματα επισημαίνουν το γεγονός ότι η στρωμάτωση που μειώνει τους αναστολείς αποτελεί προϋπόθεση για την επιτυχή βλάστηση των σπόρων *J phoenicea*.

Ωστόσο, οι σπόροι των *J. phoenicea* έχουν εν τω βάθει φυσιολογική λανθάνουσα κατάσταση. Με αυτή την έννοια, υγρή και ψυχρή στρωμάτωση των ώριμων σπόρων

για τα έως και τρεις μήνες δεν ήταν αρκετή για να παραχθεί αποτελεσματική απόκριση της φύτρωσης. Ως εκ τούτου, περαιτέρω μελέτες θα πρέπει να διεξαχθούν για να διερευνηθούν οι επιπτώσεις των μεγαλύτερων περιόδων στρωμάτωσης στην φύτρωση των σπόρων. Οι μελέτες αυτές θα πρέπει επίσης να διερευνήσουν τα διάφορα θερμοκρασιακά καθεστώτα σε όλη τη διαδικασία φύτρωσης. Οι τεχνικές In vitro καλλιέργειες παρέχουν μεγάλες δυνατότητες διατήρησης του *J. phoenicea*

3.13 ΕΦΑΡΜΟΓΕΣ ΔΙΑΧΕΊΡΗΣΗΣ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ / JUNICOAST – LIFE NATURE JUNEX

Οικότοπος 2250: Τις τελευταίες δεκαετίες αυτός ο οικότοπος δέχεται ισχυρή πίεση από ανθρώπινες δραστηριότητες, κυρίως από την ανεξέλεγκτη ανάπτυξη του τουρισμού, τις πυρκαγιές την έλλειψη ενημέρωσης και ευαισθητοποίησης, τη βόσκηση και την απόθεση απορριμμάτων. Πρόσφατα, ολοκληρώθηκε το έργο **Life-Junicoast**. Οι σχηματισμοί αυτοί δεν μπορούν να χαρακτηριστούν ως δάση, καθώς οι δενδρώδεις άρκευθοι είναι πάρα πολύ αραιές και συνήθως έχουν θαμνώδη μορφή λόγω των κλιματικών και εδαφικών συνθηκών (ισχυροί άνεμοι, αλατούχα εδάφη κ.λπ.). Τα προβλήματα των δασών αρκεύθου είναι η δραστική αλλαγή των χρήσεων γης, κυρίως για την ανάπτυξη υποδομών μαζικού τουρισμού, και η ποδοπάτηση του ριζικού τους συστήματος στις παράκτιες περιοχές, η εγκατάλειψη της βόσκησης στις ορεινές περιοχές και οι πυρκαγιές, που αποτελούν κίνδυνο σε όλη τη χώρα.

Η βόσκηση κατά το παρελθόν ήταν πολύ έντονη, και δεν επέτρεπε την εξάπλωση των αρκεύθων, αλλά, τουλάχιστον, επέτρεπε τη διατήρησή τους σε αραιές συστάδες. Σήμερα η έλλειψη κανονικής βόσκησης, κυρίως στην ηπειρωτική Ελλάδα, οδηγεί στην πύκνωση των δασών αυτών, με την εισβολή πλατύφυλλων, όπως τα διάφορα είδη δρυός. Επειδή όμως τα πλατύφυλλα είναι πιο ταχυαυξή από τις αρκεύθους, μεγαλώνουν σε ύψος πιο γρήγορα, «σκεπάζοντας» τις αρκεύθους, οι οποίες λόγω της έλλειψης φωτός δεν μεγαλώνουν και δεν αναγεννώνται. Στην περίπτωση αυτή έχουμε ένα παράδειγμα μίας μόνιμης οικολογικής διαταραχής, όπως είναι η βόσκηση, που αναστέλλει τη διαδοχή της βλάστησης επιτυγχάνοντας κάτι θετικό, την διατήρηση των σπάνιων δασών αρκεύθου. Για την αντιμετώπιση του προβλήματος αυτού, στον Εθνικό Δρυμό Πρεσπών, βρίσκεται σε εξέλιξη το έργο **Life-Nature**

JunEx. Το έργο συντονίζεται από την Εταιρία Προστασίας Πρεσπών και υλοποιείται σε συνεργασία με το Μουσείο Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας/Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων–Υγροτόπων και με τη στήριξη της Διεύθυνσης Δασών Φλώρινας, του Δήμου Πρεσπών και του Φορέα Διαχείρισης Εθνικού Δρυμού Πρεσπών. Χρηματοδοτείται από τη Γενική Διεύθυνση Περιβάλλοντος της Ευρωπαϊκής Επιτροπής και έχει σαν κύριους σκοπούς τον έλεγχο των πλατυφύλλων με συνδυασμό υλοτομιών και ελεγχόμενης βόσκησης και τον εμπλουτισμό της φυσικής αναγέννησης με φυτεύσεις. Εξάλλου τα πλατύφυλλα δεν θα χαθούν, αφού σκοπός είναι μόνο να περιοριστεί η δυναμική τους, ώστε να επιτραπεί η αναγέννηση και διατήρηση των δασών αρκεύθου. Επιπρόσθετα η ήπια διαταραχή που επανεισάγεται «μιμείται» μια από τις φυσικές διαταραχές που έχει εκλείψει από την περιοχή, τη βόσκηση των άγριων οπληφόρων. Οι υλοτομίες από την άλλη αποκαθιστούν σε κάποιο βαθμό την απώλεια βιομάζας από τις φυσικές πυρκαγιές.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΤΕΤΑΡΤΟ

ΓΕΩΓΡΑΦΙΚΑ ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΠΛΗΡΟΦΟΡΙΩΝ

4.1 ΕΦΑΡΜΟΓΕΣ Σ.Γ.Π ΚΑΙ ΤΗΛΕΠΙΣΚΟΠΗΣΗΣ ΣΕ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΑ ΘΕΜΑΤΑ

Τα Συστήματα Γεωγραφικών Πληροφοριών και η Τηλεπισκόπηση, ως τεχνολογίες οι οποίες δίνουν απαντήσεις σε προβλήματα διαχείρισης του χώρου, χρησιμοποιούνται σε πολλαπλά πεδία εφαρμογών από επιχειρήσεις, πανεπιστήμια, κυβερνητικούς οργανισμούς και ιδιώτες σε ποικίλες εφαρμογές.

Οι εφαρμογές αυτές μπορούν να ταξινομηθούν στις εξής κατηγορίες:

Περιβαλλοντικές εφαρμογές: μελέτη της ατμόσφαιρας και του κλίματος, μετεωρολογία, υδρολογία, μελέτη της βλάστησης, αντιμετώπιση φυσικών και τεχνολογικών καταστροφών, μελέτη της κάλυψης γης και των χρήσεων γης, γεωλογία, γεωμορφολογία

Κοινωνικο-οικονομικές εφαρμογές: κτηματολόγιο, εφαρμογές στην εγκληματολογία, εφαρμογές ανάλυσης αγοράς, δίκτυα κοινής ωφέλειας κ.ά.

Διαχειριστικές εφαρμογές: μεταφορές, τοπική αυτοδιοίκηση, χωροταξικός - πολεοδομικός σχεδιασμός, κ.ά.

Μέσω της επιστήμης της Τηλεπισκόπησης μπορούν να χρησιμοποιηθούν υψηλής διακριτικής ανάλυσης δορυφορικές εικόνες ούτως ώστε να καταγραφούν, π.χ. οι πυρκαγιές, οι πλημμύρες αλλά και άλλα καταστροφικά φαινόμενα.

Η Τηλεπισκόπηση παρέχει τη δυνατότητα μιας αποτελεσματικής καταγραφής της ποιότητας της βλάστησης μέσα από τις κατάλληλες τεχνικές, όπως επίσης παρατηρήσεις των θερμοκρασιακών μεταβολών του εδάφους, παρέχοντας τη δυνατότητα σε ειδικούς να εκτιμήσουν τους κινδύνους και να προτείνουν μέτρα.

Επίσης, με λήψεις δορυφορικών εικόνων σε τακτά χρονικά διαστήματα μπορούν να καταγραφούν, αλλά και να παρακολουθηθούν στενά παράνομες ή και όχι οικιστικές δραστηριότητες σε δασικές εκτάσεις. Μέσω αυτής της διαδικασίας μπορεί να υπάρξει ένα σύστημα ελέγχου αλλά και προειδοποίησης για κάθε περιοχή που παρατηρούνται καταστροφικές δραστηριότητες. Συμπερασματικά με τη χρήση

δορυφορικών εικόνων είναι δυνατή η διαχρονική μελέτη δυναμικά εξελισσόμενων φαινόμενων, όπως η εξέλιξη της βλάστησης, των πλημμυρών και των πυρκαγιών.

Με τον όρο «Ψηφιακές ορθοφωτογραφίες» εννοούμε προϊόντα ψηφιακής επεξεργασίας δορυφορικών εικόνων ή σαρωμένων αεροφωτογραφιών. Κατά την επεξεργασία αυτή οι θέσεις του κάθε pixel υπολογίζονται έτσι ώστε να απομακρύνονται οι γεωμετρικές παραμορφώσεις που δημιουργούνται κατά τη διάρκεια της λήψης. Εντάσσονται σε συγκεκριμένο προβολικό σύστημα και ως αποτέλεσμα συνδυάζουν τα χαρακτηριστικά λεπτομέρειας μιας τηλεπισκοπικής απεικόνισης με τις γεωμετρικές ιδιότητες ενός χάρτη.

Με τον όρο «Ψηφιακό μοντέλο εδάφους (DEM)» εννοούμε δύο τηλεπισκοπικές απεικονίσεις που καλύπτουν την ίδια περιοχή της γης από διαφορετικές γωνίες λήψης, οι οποίες είναι δυνατό να συνδυαστούν ψηφιακά για τη δημιουργία ενός τρισδιάστατου μοντέλου εδάφους. Από την στιγμή που ληφθούν τα δεδομένα και γίνουν οι υπολογισμοί των διαβαθμίσεων του εδάφους, οι δύο εικόνες συνδυάζονται ψηφιακά και προκύπτει η μορφολογία του εδάφους, με κάθετη ακρίβεια 8 – 15 μέτρα.

Δορυφορικές εικόνες και ψηφιακά υψομετρικά μοντέλα χρησιμοποιούνται για την δημιουργία συνθετικών συμπερασμάτων στα οποία ολοκληρώνονται πληροφορίες από ετερόκλητα θεματικά επίπεδα όπως οι καλύψεις γης ή το μέτρο και η διεύθυνση του διανύσματος της κλίσης. Κατά αυτόν τον τρόπο επιτυγχάνεται η ερμηνεία των ιδιαίτερων φυσιογραφικών και γεωμορφολογικών χαρακτηριστικών του οικοσυστήματος.

Η χωρική πληροφορία διακρίνεται στα εξής τρία βασικά στοιχεία: σημεία, γραμμές και επιφάνειες. Ο τρόπος με τον οποίο τα στοιχεία αυτά αναπαρίστανται καθορίζουν την προσέγγιση που ακολουθείται για την περιγραφή του φυσικού χώρου. Το λογισμικό σύστημα ενός Γ.Σ.Π. έχει δομηθεί με τέτοιο τρόπο ούτως ώστε να επεξεργάζεται με δύο συνιστώσες την χωρική αυτή πληροφορία. Αυτές οι δύο συνιστώσες είναι χωρική επεξεργασία της πληροφορίας σε μορφή διανυσματική (vector) και σε μορφή ψηφιδωτή (raster) :

- Διανυσματική μορφή:

Στη διανυσματική μορφή η βασική λογική μονάδα είναι στο γεωγραφικό χώρο η γραμμή, που εκφράζεται από μια σειρά σημείων χ, ψ, ενώ οι επιφάνειες εκφράζονται από σύνολο διαδοχικών γραμμικών τμημάτων που τις προσδιορίζουν.

• Ψηφιδωτή μορφή:

Στην ψηφιδωτή μορφή ο χώρος χωρίζεται σε χωρία κανονικού σχήματος (pixels), το καθένα από τα οποία αποτελεί βασική λογική μονάδα. Τα μοντέλα αυτής της κατηγορίας είναι τα πλέον κατάλληλα για την ψηφιακή καταγραφή μη διακριτών (συνεχών) φαινομένων – οντοτήτων. Η δομή raster είναι συνήθως αποτέλεσμα σάρωσης με τηλεπισκοπικές μεθόδους (δορυφορικές εικόνες). (Τσούλος, 2004)

Τα GIS είναι ένα «δυναμικό εργαλείο» συλλογής, αποθήκευσης, διαχείρισης, ανάκτησης, μετασχηματισμού και απεικόνισης χωρικών δεδομένων, σχετικών με φαινόμενα που απαντούν/εξελίσσονται στον πραγματικό κόσμο (Goodchild, 1985, Burrough, 1992, Burrough & McDonnel, 2000) Η λειτουργία των GIS στηρίζεται σε μια βάση δεδομένων (database), η οποία αποτελείται από μια σειρά πληροφοριακών επιπέδων, τα οποία αφορούν την ίδια γεωγραφική περιοχή. Η βάση αυτή μπορεί να χρησιμοποιηθεί από διάφορους χάρτες για την κάλυψη πληροφοριακών αναγκών (σχήμα 1). Στο κάθε ένα από τα επίπεδα αυτά, περιλαμβάνονται είτε μη επεξεργασμένα δεδομένα, όπως: τοπογραφικά, δορυφορικά κτλ., είτε θεματικές πληροφορίες, όπως : είδος βλάστησης, τύπος εδαφών, κλίση και έκθεση του ανάγλυφου, αποτελέσματα ταξινόμησης δορυφορικών δεδομένων κλπ. Όλα, τα παραπάνω είναι αυστηρά προσανατολισμένα σε ένα κοινό γεωγραφικό σύστημα, ώστε να καθίσταται δυνατός ο συνδυασμός ορισμένων από αυτών, ανάλογα με τις επιθυμίες του κάθε χρήστη. Θα πρέπει να τονιστεί ότι όλα τα δεδομένα και οι πληροφορίες είναι σε ψηφιακή μορφή και η επεξεργασία τους γίνεται με ειδικά προγράμματα (Καρτέρης, 1994).

Σχήμα 1. Ο πραγματικός κόσμος απεικονίζεται από μια σειρά επιπέδων πληροφοριών, σε κάθε ένα από τα οποία απεικονίζεται μόνο μια άποψη της πραγματικότητας (πχ τοπογραφία, εδαφικός τύπος, δρόμοι, ποτάμια κτλ) Ο αντικειμενικός σκοπός της συλλογής και αποθήκευσης των δεδομένων σε μια βάση είναι η συσχέτιση γεγονότων και καταστάσεων, τα οποία προηγουμένως ήταν χωριστά. (πηγή : Burrough, 1992)

Η βασική καινοτομία των Συστημάτων Γεωγραφικών Πληροφοριών είναι η σύνδεση χωρικών και περιγραφικών πληροφοριών. Σε κάθε ομάδα ομοειδών γεωγραφικών πληροφορικών (σημεία, γραμμές ή πολύγωνα) αντιστοιχεί και ένας πίνακας περιγραφικών πληροφοριών (attribute table). Ειδικότερα, τα Σ.Γ.Π. διαθέτουν ένα μηχανισμό με τον οποίο κάθε γεωγραφική πληροφορία (σημείο, γραμμή ή πολύγωνο) αντιστοιχεί με μία εγγραφή του πίνακα περιγραφικών πληροφοριών και αντίστροφα, όπως φαίνεται παρακάτω:

Σχήμα 2 : Σύνδεση Χωρικών και Γεωγραφικών Πληροφοριών, Πήγη: Ζήσου Α., 2007

4.2 ΦΩΤΟΕΡΜΗΝΕΙΑ – ΤΗΛΕΠΙΣΚΟΠΗΣΗ – ΟΡΙΣΜΟΙ ΚΑΙ ΙΣΤΟΡΙΚΟ

Τα τελευταία χρόνια μια νέα μεθοδολογία αρχίζει να επικρατεί : είναι αυτή που σε συνδυασμό με τον επίγειο έλεγχο και τη συγκέντρωση βιβλιογραφικών πληροφοριών που υποστηρίζει και προτείνει μια πιο εκτεταμένη χρήση τόσο αναλογικών όσο και ψηφιακών τηλεπισκοπικών μεθόδων. Η φωτοερμηνεία και η τηλεπισκόπηση είναι δύο προσεγγίσεις οι οποίες έχουν ως κύριο στόχο την ερμηνεία του φυσικού και τεχνικού περιβάλλοντος μέσω ποιοτικών και ποσοτικών πληροφοριών, που βρίσκονται στην διάθεση του επιστήμονα ειδικού

‘’Τηλεπισκόπηση (Remote Sensing) είναι η επιστήμη και τεχνική που ασχολείται με τις αρχές τις μεθόδους και τα όργανα με τα οποία επιτυγχάνεται από μακριά η συλλογή, επεξεργασία και ανάλυση πλήθους ποιοτικών και μετρητικών πληροφοριών για τη γη, τους ωκεανούς, την ατμόσφαιρα και το περιβάλλον γενικότερα, αλλά και για οποιοδήποτε αντικείμενο, φαινόμενο, γεγονός και συμβάν, ή και για οποιαδήποτε διαδικασία μεταβολής τους’’. (Ρόκος, 1988)

Ως Τηλεπισκοπική Μεθοδολογία θεωρείται η συστηματική και λογική μελέτη των αρχών που διέπουν τη διαδικασία της έρευνας κι απόκτησης ποιοτικών και ποσοτικών πληροφοριών με την κατάλληλη εξέταση κατάλληλων φωτογραφιών ή γενικότερα, απεικονίσεων αντικειμένων ή συμβάντων (Ρόκος, 1979). Η Τηλεπισκόπηση ορίστηκε επισήμως από την Αμερικανική Εταιρία Φωτογραμμετρίας και Τηλεπισκόπησης (ASPRS – American Society for Photogrammetry and Remote Sensing) ως εξής: «Η μέτρηση ή συλλογή πληροφοριών για κάποια ιδιότητα ενός αντικειμένου ή φαινομένου μέσω κάποιου οργάνου καταγραφής το οποίο δε βρίσκεται σε άμεση επαφή με το υπό μελέτη αντικείμενο ή φαινόμενο» (Colwell, 1983), Παράλληλα η τηλεπισκόπηση αποσκοπεί στην καταγραφή των καλύψεων γης και των αλλαγών τους στην επιφάνεια της γης (Μηλιαρέσης, 2004) αλλά και της γεωλογίας - γεωμορφολογίας (Miliaresis & Argialas, 2002, Miliaresis 2001a, Miliaresis 2001b, Miliaresis & Argialas, 2000).

Αναφορικά με το τι ακριβώς εκφράζει η προσέγγιση της Φωτοερμηνείας, η δυνατότητα αναγνώρισης αντικειμένων που υπάρχουν στις φωτογραφίες και αναμετάδοση της πληροφορίας αυτής σε τρίτους, χαρακτηρίζει το πρόσωπο που εκτελεί τη διαδικασία αυτή, ότι εκτελεί Φωτοερμηνεία (Αργιαλάς, 1999). Όπως αναφέρεται στον (Ρόκος, 1979), η εμπειρία, η λογική κι η επιστημονική γνώση, είναι

ουσιαστικής σημασίας εργαλεία στην Φωτοερμηνευτική Μεθοδολογία. Μάλιστα για την ολοκλήρωση της Φωοτοερμηνευτικής Μεθοδολογίας, δηλαδή την αξιοποίηση της μεθοδολογίας αυτής στο έπακρο, απαιτείται η ταυτόχρονη ενεργοποίηση των συστατικών της μερών. Θα πρέπει δηλαδή να χρησιμοποιηθεί η εμπειρία για να καταγραφούν συγκεκριμένα αντικείμενα του εδάφους που καταγράφονται με όμοιο τρόπο διαρκώς, όπως π.χ. μία ελιά, ένα σπίτι κ.λ.π., η λογική που θα ερμηνεύσει μεμονωμένα αντικείμενα αλλά και η επιστημονική γνώση που θα καλύψει με το κατάλληλο υπόβαθρο την εμπειρία και τη λογική του ανθρώπου παρέχοντας την πρέπουσα επιστημονική μεθοδολογία.

Από τους ορισμούς της Φωτοερμηνείας είναι φανερό ότι η προσέγγιση αυτή εμπεριέχει μία έντονη υποκειμενικότητα ως προς τα παρατηρούμενα αντικείμενα, γεγονός που σε ορισμένες περιπτώσεις χαρακτηρίζεται ως θετικό και σε άλλες όχι. Θετικό γιατί ο ανθρώπινος νους μπορεί να αποκαλύψει εξαιρετικά σύνθετες σχέσεις αντικειμένων σε μία εικόνα, βάσει της κριτικής του ματιάς, ωστόσο συχνά μπορεί να οδηγηθεί σε παρανοήσεις που οφείλονται στην περιορισμένη πληροφορία που μπορεί να δεχθεί μέσα από τις αισθήσεις του, σε σχέση πάντα με μία σχεδιασμένη μηχανή αυτού του σκοπού, όπως ένας δέκτης. Για να μπορέσει να περιοριστεί η υποκειμενικότητα αλλά και να διευκολυνθεί ο χρήστης - φωτοερμηνευτής στην ερμηνεία των αντικειμένων στην εικόνα, έχουν συνταχθεί τα λεγόμενα φωτοαναγνωριστικά χαρακτηριστικά που μπορεί να βρίσκονται σε μία εικόνα. Σκόπιμο είναι τα φωτοαναγνωριστικά χαρακτηριστικά να παρουσιαστούν ονομαστικά για να γίνει αντιληπτό το είδος της πληροφορίας που εξάγεται από την προσέγγιση τη Φωτοερμηνείας. Αυτά είναι το σχήμα των απεικονιζόμενων αντικειμένων, το μέγεθος τους, το πρότυπο που νοείται η επανάληψη προκαθορισμένων γενικών μορφών ή σχέσεων, ο τόνος και το χρώμα. Επίσης στα φωτοαναγνωριστικά χαρακτηριστικά συγκαταλέγονται η σκιά, η θέση/τοποθεσία αλλά και η σχέση του αντικειμένου με το περιβάλλον του.

‘’Φωτοερμηνεία (Photointerpretation) είναι η μεθοδολογία απόκτησης πληροφοριών από φωτογράμματα ή στερεοράματα. Αναπτύχθηκε παράλληλα με τη φωτογραμμετρία και αποτελεί την πρώτη και πλέον οικεία στον άνθρωπο εφαρμογή της Τηλεπισκόπησης, στον βαθμό που τα φωτογράμματα και τα στερεοράματα που χρησιμοποιεί συνιστούν ένα αναλογικό οπτικομηχανικό και φωτοχημικό ισοδύναμο με την ευαισθησία του ματιού στο ορατό φως , την οπτική αντίληψη και διόφθαλμη

όραση'' (Ρόκος, 1988). ''Φωτόγραμμα είναι η για σκοπό μετρητικής και ποιότικης απόδοσης ειδικά παρμένη φωτογραμμετρική εικόνα, που κατά την εγγύτερη ισοδυναμία αποτελεί τη δισδιάστατη προοπτική ενός αντικειμένου, ενός φαινομένου ή συμβάντος, αλλά και της συγκεκριμένης φυσικής και κοινωνικοοικονομικής πραγματικότητας μιας περιοχής και των αλληλεξαρτήσεων και αλληλεπιδράσεων τους.'' (Ρόκος, 1988)

Όταν κάνουμε λόγο για αναλογικές τηλεπισκοπικές απεικονίσεις αναφερόμαστε σε απεικονίσεις που έχουν ληφθεί με αναλογικές μηχανές (φίλμ): έτσι, με τον όρο αυτό ταυτίζονται οι αεροφωτογραφίες (έγχρωμες, παγχρωματικές ή υπέρυθρες, ποικίλων κλιμάκων) οι οποίες λαμβάνονται από αεροσκάφος ή αερόστατο. ταν κάνουμε λόγο για ψηφιακές τηλεπισκοπικές λήψεις από διαστημικά – κατά κύριο λόγο – ύψη , πραγματοποιούμενους από δορυφόρους χρησιμοποιούμε τον όρο δορυφορικές λήψεις. Η καταγραφή της φασματική πληροφορίας από δορυφόρους οδήγησε εκτός των άλλων στην σύνθεση τοπογραφικών χαρτών και ψηφιακών υψομετρικών μοντέλων εδάφους (Miliaresis & Illiopoulou, 2004).

Με την εξέταση των πλεονεκτημάτων και των μειονεκτημάτων της Φωτοερμηνευτικής και Τηλεπισκοπικής Μεθοδολογίας έγινε σαφές, ότι η σύνθεση των προσεγγίσεων αυτών μπορεί να επιφέρει αρκετά θετικά στην συλλογή, επεξεργασία, καταγραφή και εξαγωγή των πληροφοριών του φυσικού κόσμου, που απεικονίζονται σε εικόνες. Αυτή η σύνθεση ωστόσο δεν είναι αρκετή για να δημιουργήσει τη δυναμική εκείνη, που θα περιγράψει μία τόσο σύνθετη, πολύπλοκη και ευμετάβλητη πραγματικότητα, όπως είναι η φυσική πραγματικότητα.

Σύμφωνα λοιπόν με τον (Ρόκος, 1995) προϋπόθεση για την ολοκλήρωση των Φωτοερμηνευτικών Προσεγγίσεων είναι:

- Η γενική γνώση της υπό μελέτης περιοχής,

- Η γενική γνώση των υφιστάμενων χαρτογραφικών, βιβλιογραφικών, στατιστικών, αεροφωτογραφικών, τηλεπισκοπικών κλπ στοιχείων,

- Η ειδική γνώση των συγκεκριμένων, για την κάθε φορά ειδική έρευνα, συνθηκών της περιοχής,

- Η ειδική γνώση των δυνατοτήτων των τηλεπισκοπικών δεκτών,

- Η ειδική γνώση του επιστημονικού πεδίου της ειδικής διερεύνησης και
- Η δυνατότητα προγραμματισμού και υλοποίησης ειδικών επίγειων ελέγχων.

Απαραίτητη είναι και η γενική γνώση πλήθους επικουρικών στοιχείων που βοηθούν στη διαδικασία της ανάγνωσης του φυσικού περιβάλλοντος. Ενδεικτικά τέτοια στοιχεία μπορούν και πρέπει να είναι πέρα των όσων έχουν ήδη αναφερθεί και μετεωρολογικά στοιχεία, κλιματολογικά, πληθυσμιακά αλλά και οτιδήποτε άλλο μπορεί να φανεί χρήσιμο.

Στο σημείο αυτό αξίζει να γίνει μια μικρή αναφορά στην ιστορική εξέλιξη της φωτοερμηνείας και τηλεπισκόπησης (Ρόκος, 1988)

1839 : ανακοινώνεται η εφεύρεση της Νταγγεροτυπίας, της πρώτης μεθόδου φωτογράφησης αντικειμένων ή συμβάντων που μπόρεσε πρακτικά να εφαρμοσθεί από τους Γάλλους Niepce και Daguerre

1840 : Ο Dominique Francois Jean Arago (Γάλλος αστρονόμος, γεωδαίτης, φυσικός και πολιτικός) συνηγορεί για τη χρήση της φωτογραφικής αυτής μεθόδου από τους Τοπογράφους στη Γαλλική Βουλή

1858 : Πραγματοποιείται η πρώτη αεροφωτογράφηση με μπαλόνι από τον Nadar στα δυτικά του Παρισιού

1840 – 1909 : φωτεινοί αλλά και ριψοκίνδυνοι οραματιστές και γεωδαίτες χρησιμοποιούν αερόστατα, πυραύλους και χαρταετούς για αεροφωτογραφήσεις και ακόμη, πραγματοποιούν επίγειες φωτογραφήσεις. Στη συνέχεια αξιοποιούν τις φωτογραφίες σε εκτεταμένες για την εποχή τοπογραφικές εφαρμογές στη Γαλλία, την Αγγλία, τη Ρωσία, τον Καναδά, την Αυστρία, τις ΗΠΑ.’’

1860 – 1895 : γίνονται τα πρώτα πειράματα για λήψη έγχρωμων φωτογραφιών. Παράλληλα, οι στρατιωτικοί χρησιμοποιούν τις φωτογραφίες για αναγνώριση ων θέσεων των δυνάμεων και των μετακινήσεων του αντιπάλου τους και για συλλογή πολύτιμων πληροφοριών για τον προγραμματισμό των επιχειρήσεων. Αυτή την περίοδο και με την προοδευτική βελτίωση των φωτογραφικών μηχανών και φωτογραφικών υλικών, κερδίζει ολοένα έδαφος η ιδέα χρησιμοποίησης της αεροφωτογράφησης, ιδιαίτερα για συλλογή ποιοτικών πληροφοριών που ενδιαφέρουν διάφορες επιστημονοτεχνικές περιοχές και εφαρμογές

1914 – 1918 : στο διάστημα του Α' Παγκόσμιου Πολέμου η φωτοερμηνεία χρησιμοποιείται εντατικά στις στρατιωτικές της εφαρμογές σε όλη τη διάρκεια των επιχειρήσεων και ιδιαίτερα από τη RAF

1920 : από το έτος αυτό και μετά γίνονται οι πρώτες εφαρμογές της φωτοερμηνείας στην έρευνα για πετρέλαιο, ενώ τα χρόνια της δεκαετίας του '30 η φωτοερμηνεία χρησιμοποιείται από τους Γεωπόνους, τους Δασολόγους, τους Μηχανικούς και τους Γεωλόγους

Β' Παγκόσμιος Πόλεμος : η φωτοερμηνεία καθιερώνεται και καταξιώνεται με τις δραματικής σημασίας επιτυχίες της σε όλα τα μέτωπα, ενώ χιλιάδες επιστήμονες από όλες τις ειδικότητες και κάτω από την πίεση των συνθηκών εκπαιδεύονται εντατικά στη φωτοερμηνεία και αποκτούν τεράστια εμπειρία. Οι πιεστικές ανάγκες του Πολέμου είχαν ως άμεσο επακόλουθο η δραστήρια προώθηση ερευνητικών προγραμμάτων για την βελτίωση των μέσων και των υλικών της αεροφωτογράφησης και πραγματικά παρουσιάζονται, αυτά τα χρόνια, αεροφωτομηχανές υψίστης ακρίβειας και νέα εξαιρετικά ευαίσθητα φωτογραφικά υλικά, ενώ παράλληλα σημειώνεται ραγδαία πρόοδος στην κατασκευή ειδικών για αεροφωτογραφήσεις αεροσκαφών

Δεκατία του 1950 : στο Πανεπιστήμιο του Michigan αναπτύσσονται τηλεπισκοπικοί δέκτες που ευαισθητοποιούνται στην περιοχή του θερμικού υπέρυθρου, ενώ η Westinghouse αναπτύσσει τα πρώτα πλευρικά radar για χαρτογραφικές εφαρμογές που μπαίνουν σε επιχειρησιακή εφαρμογή

1957 : με την εκτόξευση από την ΕΣΣΔ του δορυφόρου Spoutnik 1 ανοίγει ο δρόμος για τη δορυφορική τηλεπισκόπηση

1958 : εκτοξεύεται από τις ΗΠΑ ο Explorer 1

1969 – 1969 : εξελίσσεται το διαστημικό πρόγραμμα Apollo που ενδιαφέρεται για τη διερεύνηση των φυσικών διαθεσίμων του πλανήτη μας με πολυφασματικές απεικονίσεις της γης

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΠΕΜΠΤΟ

ΠΕΡΙΟΧΗ ΜΕΛΕΤΗΣ

5.1 ΟΙΚΙΣΜΟΙ

Μαραθώνας

Ο Μαραθώνας είναι κωμόπολη της βορειοανατολικής Αττικής και έδρα του ομώνυμου δήμου. Έγινε γνωστός από την ομώνυμη μάχη το Σεπτέμβριο του 490 π.Χ. μεταξύ Αθηναίων (Πλαταιών) και Περσών. Στην αρχαιότητα ιδρύθηκαν στην περιοχή και οι πόλεις Προβάλινθος, Οινόη και Τρικόρυθος οι οποίες μαζί με το Μαραθώνα αποτέλεσαν την Τετράπολη της Αττικής. Ο Μαραθώνας αποτέλεσε από την δημιουργία του ελληνικού κράτους έδρα οργανισμού τοπικής αυτοδιοίκησης. Το 1835 ορίστηκε έδρα του τότε διευρυμένου δήμου Μαραθώνος που περιλάμβανε στα όριά του τους οικισμούς Γραμματικό, Βαρνάβας, Κιούρκα (Αφίδνες), Σπατατζίκι (Πευκόφυτο), Ραπεντόσα (Ανατολή), Ξυλοκέριζα, Σταμάτα, Βελλιαντζίκι (Μικροχώρι), Αμυγδαλέζα, Μάζι (Πολυδένδρι), Γεροσακούλι, Μπρέξιζα και Σπάτα. Μετά την κατάργηση του δήμου το 1912 ο Μαραθώνας αποτέλεσε έδρα της νεοσύστατης κοινότητας Μαραθώνα η οποία αρχικά διατηρούσε στα όριά της τους οικισμούς Σταμάτα, Διόνυσος, Καλέντζι, Αμυγδαλέζα, Μπέης, Ραπεντόσα, Ξυλοκέριζα, Πλεξίδα και Βρανάς. Η κοινότητα αναγνωρίστηκε σε δήμο το 1989 και διατηρήθηκε στην ίδια μορφή μέχρι τα τέλη του 2010. Με την εφαρμογή του σχεδίου Καλλικράτης ο Μαραθώνας ορίζεται ξανά έδρα του νέου διευρυμένου δήμου Μαραθώνος, όπου περιλαμβάνονται οι Δήμοι Νέας Μάκρης και Μαραθώνα καθώς και οι κοινότητες Γραμματικού και Βαρνάβα. Ο νέος Δήμος Μαραθώνα, πέμπτος σε έκταση Δήμος της Αττικής, και από τους μεγαλύτερους Δήμους σε έκταση στη χώρα, έχει συνολική έκταση 222.170 στρέμματα. (Wikipedia, 2016α)

Νέα Μάκρη

Η Νέα Μάκρη είναι πόλη της βορειοανατολικής Αττικής. Ανήκει διοικητικά στον Δήμο Μαραθώνα. Ο πληθυσμός της σύμφωνα με την απογραφή του 2011 είναι 15.554 κατοίκους. Η Νέα Μάκρη συνορεύει βόρεια με τον Μαραθώνα, νότια με τη Ραφήνα, δυτικά με τον ορεινό όγκο του Πεντελικού, ενώ βρέχεται ανατολικά από το Νότιο Ευβοϊκό σε μήκος ακτών 10 χλμ. περίπου. Ιδρύθηκε το 1924, από τον Αντώνιο Τζιζή, όταν έφθασαν οι πρώτοι κάτοικοί της, πρόσφυγες από τα παράλια της Λυκίας

της Μικράς Ασίας, από τις ιωνικές κωμοπόλεις Μάκρη και Λεβίσσι. Οι πρόσφυγες εγκαταστάθηκαν στην θέση Ξυλοκέριζα Αττικής το 1923 στην περιοχή που είναι γνωστή σήμερα ως Αγία Μαρίνα. Η οικιστική, οικονομική και τουριστική ανάπτυξη της Νέας Μάκρης τα τελευταία χρόνια υπήρξε ραγδαία. Έχει έκταση 36.662 στρέμματα και ο μόνιμος πληθυσμός της ανέρχεται στους 13.986 κατοίκους. Ως παραθεριστικό κέντρο, το καλοκαίρι, ξεπερνά τους 55.000 - 60.000 κατοίκους μιας και έχει χιλιάδες μόνιμους παραθεριστές που διαθέτουν εξοχική κατοικία. Σχεδόν από την αρχή της ίδρυσής της η Νέα Μάκρη αποτέλεσε έδρα οργανισμού τοπικής αυτοδιοίκησης. Το 1926 συστάθηκε η κοινότητα Νέας Μάκρης η οποία αποσπάστηκε από την κοινότητα Μαραθώνα στην οποία ανήκε μέχρι τότε. Έδρα της ορίστηκε η Νέα Μάκρη και μέσα στα όριά της συμπεριέλαβε τους οικισμούς Μάτι Αττικής, Αγία Μαρίνα (πρώην Γεροσακούλι), Ανατολή (πρώην Ραπεντόσα), Άγιος Ανδρέας, Ζούμπερι, Ξυλοκέριζα και Βάλτος ενώ αργότερα εντάχθηκε στην κοινότητα ο Νέος Βουτζάς. Το 1990 η κοινότητα αναγνωρίστηκε σε δήμο ο οποίος παρέμεινε αμετάβλητος και μετά την εφαρμογή του σχεδίου Καποδίστριας. (Wikipedia, 2016β)

Βαρνάβας

Υπάρχουν δύο θεωρίες για την προέλευση του ονόματος "Βαρνάβας". Η πρώτη αναφέρεται στο πέρασμα του Αποστόλου Βαρνάβα από την περιοχή, ενώ η δεύτερη - και πιθανώς ακριβέστερη - θεωρεί ότι η τοποθεσία ανήκε σε ένα μεγαλογαιοκτήμονα που ονομαζόταν Βαρνάβας. Η περιοχή κατοικήθηκε αρχικά από Αρβανίτες, που ασχολούνταν κυρίως με την κτηνοτροφία, εκμεταλλευόμενοι τη μορφολογία του εδάφους. Αργότερα, αναπτύχθηκε η γεωργία και κυρίως η αμπελουργία. Η παραλία απέχει 12 χιλιόμετρα από το χωριό Βαρνάβας Αττικής και συνδέεται με αυτόν με έναν δύσκολο μεν, αλλά ασφαλτοστρωμένο δρόμο. Ο Βαρνάβας Αττικής είναι ένα από τα χωριά την Βορειανατολικής Αττικής. Απέχει 35 χιλιόμετρα από την Αθήνα και η πρόσβαση προς αυτόν είναι μέσω της Εθνικής Οδού Αθηνών – Λαμίας. Ο Βαρνάβας απέχει από το γειτονικό χωριό Καπανδρίτι (Δυτικά) 6 χιλιόμετρα και το Γραμματικό (Ανατολικά) 6 χιλιόμετρα. Ο πληθυσμός του σύμφωνα με την απογραφή του 2011 είναι 1.326 κάτοικοι, ενώ εν έτη 2001 ήταν 1.415 κάτοικοι. (Δήμος Μαραθώνα, άγνωστη ημερομηνία α)

Γραμματικό

Το χωριό βρίσκεται σε υψόμετρο 250 μέτρων (στη πλατεία), απέχει από την Αθήνα 50 χιλιόμετρα και υπάρχει πρόσβαση από το Μαραθώνα καθώς και από τη Λίμνη Μαραθώνα και από το Καπανδρίτι. Η κοινότητα Γραμματικού έχει πληθυσμό 1.486 κατοίκους και περιλαμβάνει τους οικισμούς Αγία Μαρίνα με 62 κατοίκους και το Σέσι με 133 κατοίκους. Ο κύριος οικισμός του Γραμματικού, διατηρεί την εικόνα του παραδοσιακού χωριού ενώ διαθέτει όλες τις σύγχρονες υποδομές και δέχεται πολλούς επισκέπτες κυρίως τα Σαββατοκύριακα. Επίσης στη περιφέρεια της κοινότητας περιλαμβάνεται ο οικισμός "Σέσι" με δύο παραλίες στον Ευβοϊκό (μικρό και μεγάλο Σέσι. Στον οικισμό της Αγίας Μαρίνας βρίσκεται το πορθμείο επικοινωνίας της Αττικής με τα Νέα Στύρα και Αλμυροπόταμο Ευβοίας. Κοντά στο Γραμματικό βρίσκεται ο αρχαιολογικός χώρος του Ραμνούντα. Με την εφαρμογή της πρώτης διοικητικής διαίρεσης το Γραμματικό εντάχθηκε στον διευρυμένο δήμο Μαραθώνα στον οποίο παρέμεινε μέχρι το 1912. Με την εφαρμογή της τότε διοικητικής διαίρεσης το Γραμματικό ορίστηκε έδρα της ομώνυμης κοινότητας Γραμματικού η οποία αρχικά συμπεριέλαβε στα όριά της, εκτός από το Γραμματικό, τους οικισμούς Αγία Μαρίνα και Άνω Σούλι. Στην συνέχεια το Άνω Σούλι εντάχθηκε στον δήμο Μαραθώνος ενώ στην κοινότητα Γραμματικού αναγνωρίστηκε και ο οικισμός Σέσι. Η κοινότητα διατηρήθηκε μέχρι τα τέλη του 2010 ενώ από την 1η Ιανουαρίου θα αποτελέσει μέρος του νέου διευρυμένου δήμου Μαραθώνος. (Δήμος Μαραθώνα, άγνωστη ημερομηνία β)

Άνω Σούλι

Το Άνω Σούλι είναι μικρός οικισμός της Ανατολικής Αττικής που βρίσκεται ανάμεσα στο Γραμματικό και τον Μαραθώνα. Είναι χτισμένο σε υψόμετρο 220 μέτρων και ο πληθυσμός του σύμφωνα με την απογραφή του 2001 είναι 188 κάτοικοι. Το Άνω Σούλι κινδύνευσε από την μεγάλη πυρκαγιά της ανατολικής Αττικής του 2009, όπου οι φλόγες περικύκλωσαν τον οικισμό (Wikipedia, 2016 γ)

Κάτω Σούλι

Το Κάτω Σούλι είναι χωριό της Ανατολικής Αττικής που βρίσκεται στον κάμπο του Μαραθώνα, κοντά στην παραλία του Σχινιά. Ο πληθυσμός του είναι 1.477 κάτοικοι σύμφωνα με την απογραφή του 2001. Η αρχαία ονομασία, ήταν Τρικόρυνθος ή

Τρικόρυθος και τοποθετείται βορειότερα του σημερινού οικισμού, στην κορυφή του οποίου σώζονται λείψανα της αρχαίας ακρόπολης του Δήμου. Στην αρχαιότητα, η πόλη του Μαραθώνα, η Τρικόρινθος, η Προβάλινθος και η Οινόη αποτελούσαν την Τετράπολη Μαραθώνος ή Ιωνική Τετράπολη. Οι αρχαίες Τετραπόλεις αποτελούσαν πολιτικές ή θρησκευτικές ενώσεις (ομοσπονδίες) τεσσάρων πόλεων ή δήμων. Νοτιότερα του χωριού, κοντά στην παραλία και μέσα στο Εθνικό Πάρκο Σχινιά, βρίσκεται το Ολυμπιακό κωπηλατοδρόμιο. Το Κάτω Σούλι ήταν μια από τις περιοχές της ανατολικής Αττικής που κινδύνευσε από την μεγάλη πυρκαγιά της ανατολικής Αττικής του 2009. Οι φλόγες έφτασαν μέχρι τα όρια σχεδόν του οικισμού. (Wikipedia, 2016 δ)

Αύρα

Βορειοδυτικά του Κάτω Σουλίου, πάνω στον δρόμο που συνδέει το Κάτω Σούλι με το μικρό λιμανάκι της Αγίας Μαρίνας, βρίσκεται ο οικισμός Αύρα. Είναι μικρός οικισμός που αποτελείται από νεόκτιστα κυρίως σπίτια. Ο πληθυσμός του είναι 235 κάτοικοι σύμφωνα με την απογραφή του 2001. (Wikipedia, 2016 ε)

Αγία Μαρίνα

Η Αγία Μαρίνα είναι χωριό της τοπικής κοινότητας και δημοτικής ενότητας Γραμματικού του δήμου Μαραθώνα, της περιφερειακής ενότητας Ανατολικής Αττικής, στην περιφέρεια Αττικής. Η Αγία Μαρίνα βρίσκεται στη ΒΑ. Αττική, στον μυχό του φερώνυμου όρμου, βορειοανατολικά του Μαραθώνα. Έχει μέσο σταθμικό υψόμετρο 5 και απέχει από την Αθήνα 50 χλμ. περίπου, προς τα ΒΑ. Η εξέλιξη πληθυσμού του χωριού έχει ως εξής: κάτοικοι 62 (2001), 217 (2011) (Wikipedia, 2016 ζ)

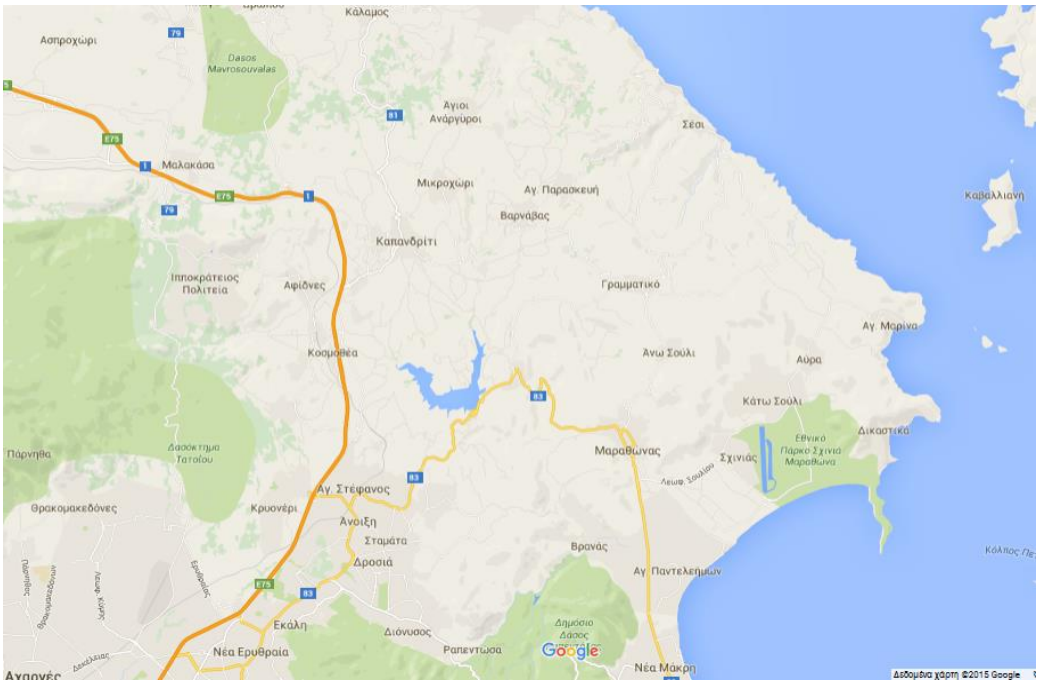
Ραπεντώσα

Η Ραπεντώσα είναι νεόκτιστος οικισμός της ανατολικής Αττικής που βρίσκεται στην διαδρομή μεταξύ Διονύσου και Νέας Μάκρης, πολύ κοντά στα λατομεία Διονύσου. Είναι ιδιαίτερα μικρός οικισμός με ακτινωτή ρυμοτομία και με πληθυσμό σύμφωνα με την τελευταία απογραφή 104 κατοίκους. Η Ραπεντώσα έχει βρεθεί αρκετές φορές στην πορεία καταστροφικών πυρκαγιών που έχουν κάψει την ανατολική και βόρεια πλευρά της Πεντέλης. Κινδύνευσε επίσης και από την μεγάλη πυρκαγιά της

Ανατολικής Αττικής το 2009. Η Ραπεντώσα διοικητικά ανήκει στην κοινότητα Διονύσου (Wikipedia, 2016 η)

Σεσι

Το Σέσι είναι παραθαλάσσιος οικισμός της βορειοανατολικής Αττικής. Ο πληθυσμός του οικισμού είναι 174 κάτοικοι σύμφωνα με την απογραφή του 2011, ενώ το 2001 είχε 133 κατοίκους. Από το Σέσι ξεκίνησε στις 21 Αυγούστου 2009 η καταστροφική πυρκαγιά που κατέκαψε μεγάλο μέρος της ανατολικής Αττικής. (Wikipedia, 2016 θ)



Εικόνα 4: Οδικός χάρτης της περιοχής. Πηγή: Google maps

5.2 ΜΟΡΦΟΛΟΓΙΑ

Η παράκτια πεδιάδα του Μαραθώνα χωρίζεται σε δύο μέρη από το κανάλι του ποταμού Οινόης. Στα νοτιοδυτικά του δέλτα του ποταμού Οινόης (Καινούργιο Ρέμα), υπήρξε μια ελώδης περιοχή (Μπρέξισα) που είχε αποξηρανθεί πριν από μερικές δεκαετίες. Ο μεγάλος βάλτος του Μαραθώνα εκτείνεται προς τα ανατολικά, χωρίζεται από τη θάλασσα με χαμηλούς αμμόλοφους (Baeteman, 1985). Η πεδιάδα του Μαραθώνα θυμίζει τις χαρακτηριστικές παράκτιες πεδιάδες της Ελλάδας στη μορφολογία (Kraft *et al*., 1975, 1977, Fouache, 1999). Η ακτογραμμή είναι σχεδόν ευθύγραμμη, με εξαίρεση ένα προεξοχή που σχηματίζεται κοντά στις πρόσφατες εκβολές του ποταμού, που δεν επηρεάζεται από τις παλίρροιες (παλίρροια με πλάτος μικρότερο από 20 cm) (Maroukian *et al*., 1993).

5.3 ΓΕΩΛΟΓΙΑ

Το Ολόκαινο εκπροσωπείται από διάφορους τύπους των προσχώσεων, που σχηματίζονται κυρίως από τον ποταμό Οινόης και άλλων μικρών χειμάρρων. (Lozios, 1993) όπως αναφέρονται (Γεωλογικοί χάρτες του ΙΓΜΕ, φύλλα Κηφισιάς (2002), Ερέτριας (1993), Πεντέλης (2003), Αθήνας – Ελευσίς (1986)):

Αλουβιακές αποθέσεις (al) : σε ποταμοκοιλάδες ανοικτές προς τη θάλασσα ή σε μικρές εσωτερικές λεκάνες, κυρίως από χαλαρά αργιλοαμμώδη ασύνδετα υλικά από άμμους και κροκαλολατύπες στις κοίτες των χειμάρρων, ερυθρογή με διάσπαρτες κροκαλολατύπες και υλικά χειμαρρωδών αναβαθμίδων μικρού ύψους.

Παράκτιοι σχηματισμοί (H. cd) : είναι σχηματισμοί από άμμο, χαλίκια και κροκάλες (θίνες και άμμοι ακτών) και συνεκτικούς ψαμίτες (beach rocks).

Χερσαίες αποθέσεις (Pt.tr) : κυρίως από λεπτομερή υλικά με διάσπαρτες κροκαλολατύπες, ποικίλου μεγέθους κατά κανόνα κοκκινωπού χρώματος. Είναι κυρίως παλιές προσχώσεις, σχηματισμός ερυθρογής και λεπτομερή υλικά των παλιών κώνων κορημάτων.

Πλειστόκαινο (Pt. sc. Cs) : παλιά πλευρικά κορήματα και κώνοι κορημάτων από αδρομερή, κατά κανόνα, στοιχεία πολύ συνεκτικά.

Πλειόκαινο (Pl) : Θαλάσσιες αποθέσεις περιοχής Ραμνούντας. Εναλλασόμενα στρώματα ψαμμούχων μαργών, ψαμμιτών, συνεκτικών κροκαλολατυποπάγων και ψαμμούχων μαργαικών ασβεστόλιθων, με συχνές παρεμβολές ευθροπηλών κυρίως στα ανώτερα μέλη τους.

Λιμναίες αποθέσεις Ραμνούντας (M m-s) : κυρίως από μάργες και λιγότερο από ψαμμίτες και κροκαλοπαγή, μικρού γενικά πάχους. Δείγματα που πάρθηκαν από τα στρώματα για ανίχνευση γύρης ήταν σχεδόν ή εξ' ολοκλήρου στείρα. Από συγκριτικές, όμως παρατηρήσεις με γειτονικές προς αυτήν περιοχές συνάγεται ότι η πιθανή ηλικία των αποθέσεων αυτών είναι η μεσο – ανωμειοκαινική.

Σχιστόλιθοι Μαραθώνα (J.sch) : είναι κυρίως χλωριτικοί και μαρμαρυγιακοί σχιστόλιθοι με ενστρώσεις μαρμάρων (J.mr) μικρού πάχους, που υπόκεινται με συμφωνία των μαρμάρων Μαραθώνα (Ki.mr). Έχουν την κύρια εξάπλωση τους στην περιοχή των φύλλων Κηφησιά και Ερέτρια, όπου παρουσιάζουν μεγάλη κύμανση στο

πάχος τους. Συγκεκριμένα, ενώ στην περιοχή της πόλης του Μαραθώνα είναι 100m περίπου, βαθμιαία, προς τα βόρεια, στη μεταξύ Γραμματικού και της ακτής του νότιου Ευβοϊκού κόλπου περιοχή, το πάχος των σχιστολίθων αυτών φθάνει τα 1500 μέτρα. Πάχος : 300 m περίπου.

Ανώτερο κρητιδικό:

Μάρμαρα Αγίας Μαρίνας (Ks.mr), εμφανίζονται στην περιοχή της Αγίας Μαρίνας – Αττικής, υπερκείμενα προς τα δυτικά των Σχιστολίθων Ραμνούντας (Km.sch) ενώ η προς τα ανατολικά συνέχεια των ανωτέρων μελών τους διακόπτεται από τη θάλασσα του ευβοϊκού κόλπου. Αποτελούν τα ανώτερα μέλη αυτόχθονης σειράς μεταμορφωμένων σχηματισμών της Βορρειοανατολικής Αττικής, που είναι η προς την Αττική συνέχιση της αυτόχθονης σειράς Αλμυροπόταμου της Νότιας Εύβοιας.

Τα μάρμαρα της Αγίας Μαρίνας είναι αντίστοιχα των Μαρμάρων Παναγίας της σειράς Αλμυροποτάμου της Νότιας Εύβοιας. Τούτο συμπεραίνεται από τις λιθοψικές ομοιότητες των μαρμάρων αυτών και από την ίδια στρωματογραφική – τεκτονική θέση που έχουν αυτά. Επίσης, τούτο συμπεραίνεται από τις τομές ρουδιστών, κακής όμως διατήρησης, που τα Μάρμαρα Αγίας Μαρίνας φέρουν σε μερικές θέσεις, καθώς και από την παρουσία Nerineacea, κατωκρητιδικής γενικά ηλικίας, στα Μάρμαρα Μαραθώνα (Kj. Mr), τα οποία υπόκεινται των Μαρμάρων Αγίας Μαρίνας με τη μεσολάβηση των Σχιστολίθων Ραμνούντας.

Τα μάρμαρα της Αγίας Μαρίνας είναι αμιγή, χωρίς σχιστολιθικές ενστρώσεις μεσοστρωματώδη εως παχυστρωματώδη, τεφρά εως υπολευκα και κατά θέσεις λευκά. Παλαιότερα, τα Μάρμαρα Αγίας Μαρίνας έτυχαν έντονης εκμετάλλευσης. Ορατό πάχος: 1000μ περίπου

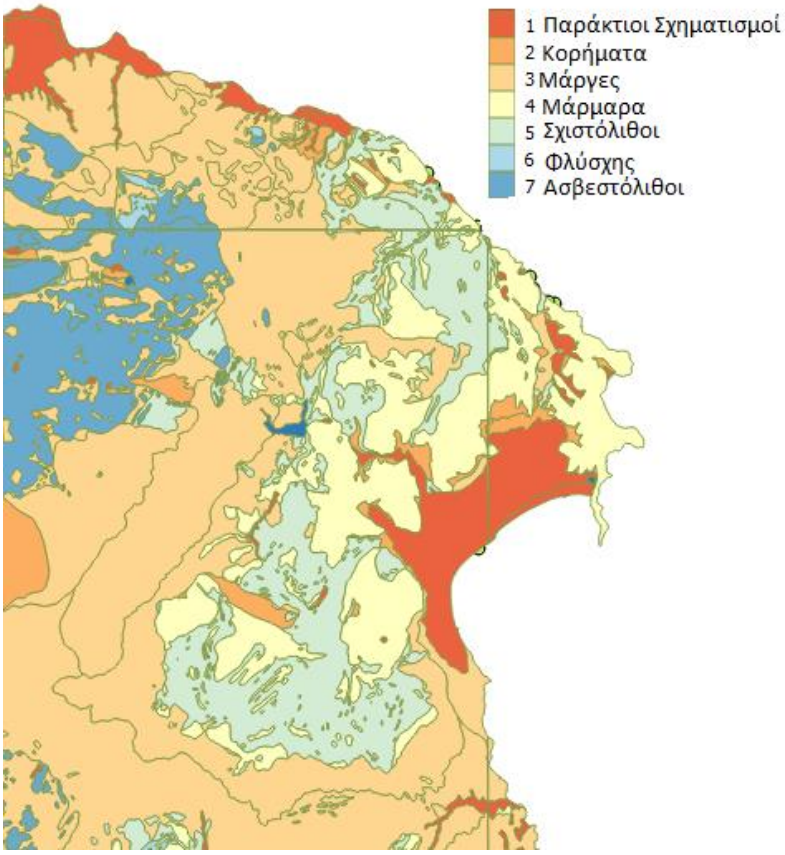
Μέσο κρητιδικό:

Σχιστόλιθοι Ραμνούντας (Km. sch) : εμφανίζονται με μορφή μεγάλης ένστρωσης μεταξύ των Μαρμάρων Μαραθώνα (Ki .mr) και των Μαρμάρων Αγίας Μαρίνας (Ks. Mr) και καλύπτονται , κατά το μεγαλύτερο τους μέρος, από νεογενείς και τεταρτογενείς σχηματισμούς. Είναι σχιστόλιθοι μοσχοβιτικοί, χλωριτικοί, χαλαζιακοί και ασβεστιακοί, με μερικές ενστρώσεις σιπολινικών και κλαστικών μαρμάρων. Στην παραλιακή περιοχή της Ραμνούντας, οι σχιστόλιθοιαυτοί εγκλείουν μεγάλες ανθρακικές κροκάλες, που είναι προσανατολισμένες σχεδόν παράλληλα προς τα

επίπεδ σχιστότητας των πετρωμάτων του ορίζοντα αυτού. Οι Σχιστόλιθοι Ραμνούντας αντιστοιχούν στρωματογραφικά μετα κατώτερα μέλη της γνωστής ηλικίας Μαρμάρων Παναγίας της Νότιας Εύβοιας και από τη συσχέτιση αυτή συνάγεται η μεσοκρητιδική ηλικία τους. Ορατό πάχος: 400m περίπου.

Κατώτερο κρητιδικό:

Μάρμαρα Μαραθώνα (Ki, mr), έχουν την κύρια ανάπτυξη τους στη μεταξύ της πόλης του Μαραθώνα και του Κάτω Σουλίου περιοχή. Είναι λεπτοστρωματώδη έως μεσοστρωματώδη, μικροκρυσταλλικά, κατά κανόνα με φακούς ή και λεπτές διαστρώσεις πυριτολίθων και συχνά με παρεμβολές δολομιτικών μαρμάρων και με ενστρώσεις πυριτολίθων (Ki – sch), σημαντικού μερικές φορές πάχους. Οι σχιστόλιθοι των ενστρώσεων αυτών είναι κυρίως μοσχοβιτικοί και μερικές φορές από τις ενστρώσεις αυτές φαίνεται ότι συνοδεύονται από μικρά σώματα υπερβασικών πετρωμάτων (σ1).



Εικόνα 5: Γεωλογικός χάρτης της Περιοχής. Βασισμένο στο ΙΓΜΕ Γεωλογικός χάρτης της Ελλάδος, φύλλα Κηφισιά, Ερέτρια, Ραφήνα

5.4 ΚΛΙΜΑ

Το κλίμα είναι τυπικό μεσογειακό με θερμά και ξηρά καλοκαίρια και ήπιους, υγρούς χειμώνες. Μέση ετήσια βροχόπτωση για τον μετεωρολογικό σταθμό του Μαραθώνα είναι 567 χιλιοστά και η μέση υγρασία είναι 59-64%, με ξηρότερο μήνα τον Ιούλιο (57%) και υγρότερο το Φεβρουάριο με 75%. Το εύρος της μηνιαίας θερμοκρασίας του αέρα είναι μεταξύ 27 και 10°C, με μέση ετήσια τιμή 18°C. Περίπου 50 συννεφιασμένες ημέρες κάθε χρόνο καταγράφονται και η μέση ηλιοφάνεια είναι 2920 ώρες ανά έτος. Η θερμοκρασία επιφάνειας της θάλασσας κυμαίνεται μεταξύ 10,3 και 26,7^{o} C. Γενικά, οι άνεμοι που κυριαρχούν στην περιοχή είναι βόρειοι, ενώ την καλοκαιρινή περίοδο βορειοανατολικοί. Από τα μέσα Ιουλίου μέχρι τέλος Οκτωβρίου, οι άνεμοι γίνονται περισσότερο ασταθείς, πιο συχνοί και πιο ισχυροί. Το γεγονός αυτό σε συνδυασμό με το ξερό θερμό καλοκαίρι δημιουργεί ισχυρούς κινδύνους για πυρκαγιές (Pantelidou & Gofas, 1991, 1995).

5.5 ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΙΣΤΟΡΙΑ

Η ιστορία της παράκτιας πεδιάδας του Μαραθώνα πηγαίνει πίσω στη Νεολιθική εποχή, όταν ξεκίνησαν οι πρώτες ανθρώπινες οικήσεις στις περιοχές Νέα Μάκρη (Παντελίδου - Γκόφας, 1991, 1995), Μπρέξισα, Πλάσι, Κάτω Σούλι και στο σπήλαιο Πάνος της Οινόης (Πετράκος, 1995, Παντελίδου - Γκόφας, 1997). Κατά τη Γεωμετρική εποχή, υπήρχαν τέσσερα αστικά κέντρα στην πεδιάδα του Μαραθώνα: Μαραθώνας, Τρικόρινθος, Προβάλινθος και Οινόη. Τον 6ο αιώνα π.Χ., είχαν ενσωματωθεί στην σε μια με όνομα Τετράπολις (Petrakos, 1995). Σήμερα υπάρχουν τρία κύρια χωριά στην περιοχή και είναι το Σούλι, ο Μαραθώνας και η Νέα Μάκρη. Στην περιοχή του αποξηραμένου έλους, πολλές εξοχικές κατοικίες χτίστηκαν κατά τη διάρκεια των τελευταίων δεκαετιών και ένα κέντρο κωπηλασίας κατασκευάστηκε για τους Ολυμπιακούς Αγώνες του 2004 στην Αθήνα. Η πεδιάδα που καλλιεργείται ευρέως, είναι μία από τις κυριότερες περιοχές παραγωγής λαχανικών στην Αττική.

Η Παλυνολογική ανάλυση δειγμάτων από δύο γεωτρήσεις και δύο τάφρους κατά μήκος διατομών στην ελώδη περιοχή της παράκτιας πεδιάδας του Μαραθώνα, επέτρεψε τον εντοπισμό της βλάστησης και των κύριων περιβαλλοντικών αλλαγών κατά τα τελευταία 6000 χρόνια. Τα στοιχεία δείχνουν ένα ανθρωπογενώς διαταραχθέν περιβάλλον με κύρια γένη που επικρατούν στην περιοχή τα *Pinus, Quercus, Juniperus* και ορισμένα *Ericaceae*. Η παλαιοβλάστηση της περιοχής

επηρεάστηκε από τον άνθρωπο και με την καλλιέργεια δημητριακών (Atherden *et al*., 1993, Jahns, 1993).

Η Μεσογειακή βλάστηση εκπροσωπείται από την εμφάνιση της γύρης αειθαλών ειδών των γενών *Quercus, Juniperus, Pistacea* και από μεγάλη ποικιλότητα στα ποώδη είδη π.χ. των γενών *Sanguisorba, Helianthemum*, κλπ, ενώ φυλλοβόλα είδη *Quercus*, *Carpinus* και *Ostrya* είναι οι κύριοι εκπρόσωποι από μικτά θερμόφιλα δάση φυλλοβόλων που καλύπτουν τις πλαγιές γύρω από την παράκτια πεδιάδα. Η παρουσία της γύρης των *Abies* και *Fagus* είναι ενδεικτική των δασών μεγάλων υψομέτρων .

Η συνεχής παρουσία του ανθρώπου από τη Νεολιθική εποχή (πριν από το 6000 π.Χ.) (Παντελίδου-Γκόφας, 1995, Πετράκος, 1995) και η επακόλουθη εκμετάλλευση του περιβάλλοντος αποδεικνύεται στην παράκτια πεδιάδα του Μαραθώνα. Δείκτης αποτελεί το γεγονός ότι όλα τα διαγράμματα γύρης κυριαρχούνται από είδη που χαρακτηρίζουν θέσεις με έντονη ανθρώπινη παρουσία όπως σιτηρά*, Ranunculus acris, Plantago lanceolata, Coprophilous sordariaceae* και *Puccinia teleutospores* (Van Geel *et al*., 1980, 1981, Van Geel *et al*., 2003, van Geel, 1999), παρέχοντας έτσι σαφείς ενδείξεις σχετικά με την καλλιέργεια σιτηρών και δραστηριότητες, όπως η κτηνοτροφία, στην περιοχή. Επιπλέον, η παρουσία των *Ericaceae* και *Juniperus* φαίνεται να έχουν ευνοηθεί από τη βόσκηση. Η εξάπλωσή τους σε συνδυασμό με την αφθονία του *Pinus* σε γυμνό έδαφος στην Ελλάδα θεωρείται βλάστηση που διαμορφώθηκε εξαιτίας ανθρωπογενούς διαταραχής (Bottema, 1974, Bottema & Woldring, 1990, Jahns, 1993). Επιπλέον, η παρουσία της γύρης *Olea* δεν αφήνει καμία αμφιβολία για την καλλιέργεια της ελιάς στην περιοχή, καθώς θεωρείται ότι γενικά υποεκπροσωπούνται στα διαγράμματα γύρης από την υπόλοιπη Ελλάδα (Jahns, 1993). Το άνω μέρος της ακολουθίας (άνω των ιζηματογενών μονάδων Β και Γ χαρακτηρίζεται από πολύ υψηλή αφθονία του *Pinus* σε όλα τα προφίλ. Η επέκταση των *Pinus* τα τελευταία 3000 έτη έχει καταγραφεί σε αρκετά διαγράμματα γύρης στη νότια Ελλάδα (Bottema, 1990), λίμνη Λέρνα (Jahns, 1993) και στις Κλεωνές (Atherden *et al*., 1993) και έχει αποδοθεί στην διάδοση του πευκοδάσους στις παράκτιες περιοχές, όπου εξακολουθούν να ανθούν. Η αστάθεια των υδρολογικών συνθηκών (ρηχά νερά, περιοδικές πλημμύρες) (Pavlopoulos *et al*., 2003, 2006, Triantaphyllou *et al*., 2003) φαίνεται να δρούν περιοριστικά ως προς την εξάπλωση υδρόφιλων ειδών βλάστησης στην περιοχή. Η παρουσία ενός ρηχού υδάτινου

περιβάλλοντος υποστηρίζεται από την συνεχή καταγραφή των σπόρων *Spirogyra* και *Zygnemataceae* που χαρακτηρίζουν ρηχά και στάσιμα νερά (van Geel *et al*., 1980, 1981). Συνολικά, η κατανομή των υδρόβιων και υδρόφιλων, φυκών, δινομαστιγωτών, μυκήτων και εντόμων και άλλων ασπόνδυλων παραμένει στα φάσματα της γύρης της παράκτιας πεδιάδας του Μαραθώνα και δείχνει μια συνεχή μεταβολή του περιβάλλοντος απόθεσης τόσο στο χώρο και το χρόνο.

Η βλάστηση της ελώδους περιοχής αποτελείται κυρίως από *Phragmites, Typha latifolia* και *Juncus maritimae*. Κατά μήκος των ρεμάτων εμφανίζονται κάποια *Platanus orientalis, Populus alba* και *Salix alba.* Παράλληλα με την παραλία, βρίσκεται ένα φυσικό δάσος *Pinus pinea* επίσης είδη όπως Pinus *halepensis, Juniperus phoenicea*, *Quercus ilex* και *Quercus coccifera* βρίσκονται στη περιοχή. Οι λοφώδεις περιοχές με βράχια γύρω από την πεδιάδα καλύπτονται κυρίως με μακία βλάστηση που συγκροτείται απο τα είδη *Juniperus phoenicea, Pistacia lentiscus, P. terebinthus, Ceratonia siliqua, Olea europaea, Ephedra foemina, Quercus coccifera, Rhamnus alaternus, Calicotome villosa και Prunus webbii*. Στο εσωτερικό της περιοχής, μικρά ίχνη της φυσικής βλάστησης του δάσους είναι ενδείξεις που αποτελούν μικρές συστάδες από δέντρα στην περιοχή όπως τα *Quercus ilex, Quercus pubescens, Phillerea latifolia* και *Myrtus communis*. Οι κύριοι συντελεστές της γύρης στη χλωρίδα της περιοχής είναι τα *Pinus, Quercus, Poaceae, Asteraceae, Juniperus και Ericaceae*. Με κυριότερο συντελεστή τα γένη Pinus , ενώ άλλα γένη δέντρων, όπως *Carpinus / Ostrya type, και Juniperus* να εμφανίζουν χαμηλές πυκνότητες.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΕΚΤΟ

6.1 ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

Συλλογή στοιχείων

Απαραίτητη για τη χαρτογραφική αναφορά και συσχέτιση των δεδομένων της έρευνας είναι η συγκέντρωση χαρτογραφικού υλικού αλλά και η συγκέντρωση δορυφορικών τηλεπισκοπικών απεικονίσεων.

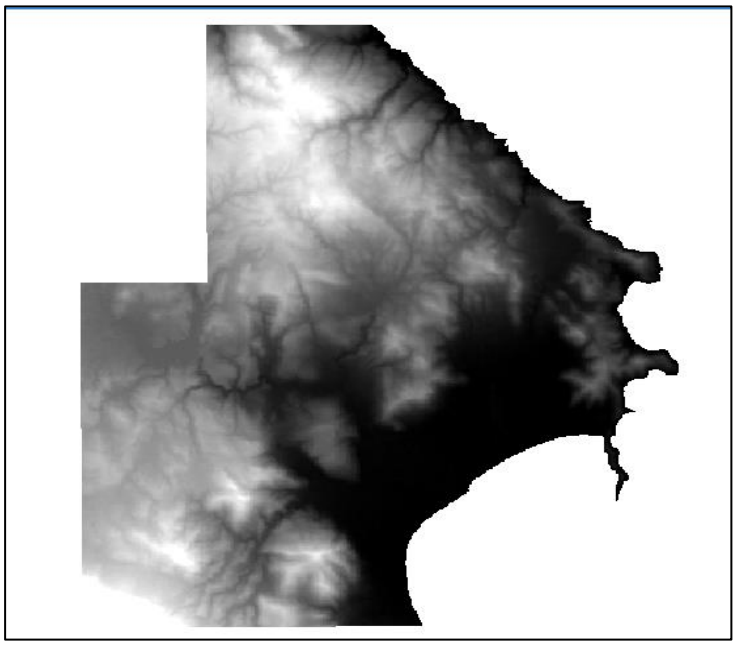
Για την διερεύνηση της φυτοκάλυψης συλλέχθησαν και επεξεργάστηκαν :

Ορθοφωτογραφίες απο την Κτηματολόγιο Α.Ε,

Λήψεις του Google satellite, δορυφορικές λήψεις του Google

Για τον συσχετισμό της φυτοκάλυψης με το γεωλογικό υπόβαθρο χρησιμοποιήθηκε ο γεωλογικός χάρτης της περιοχής σε ψηφιακή μορφή, ο οποίος τροποποιήθηκε για τις ανάγκες της μελέτης.

Για τον συσχετισμό της φυτοκάλυψης με το υψόμετρο χρησιμοποιήθηκε ο υψομετρικός χάρτης (DEM) που δημιουργήθηκε από επεξεργασία των αρχείων DEM από την Κτηματολόγιο Α.Ε



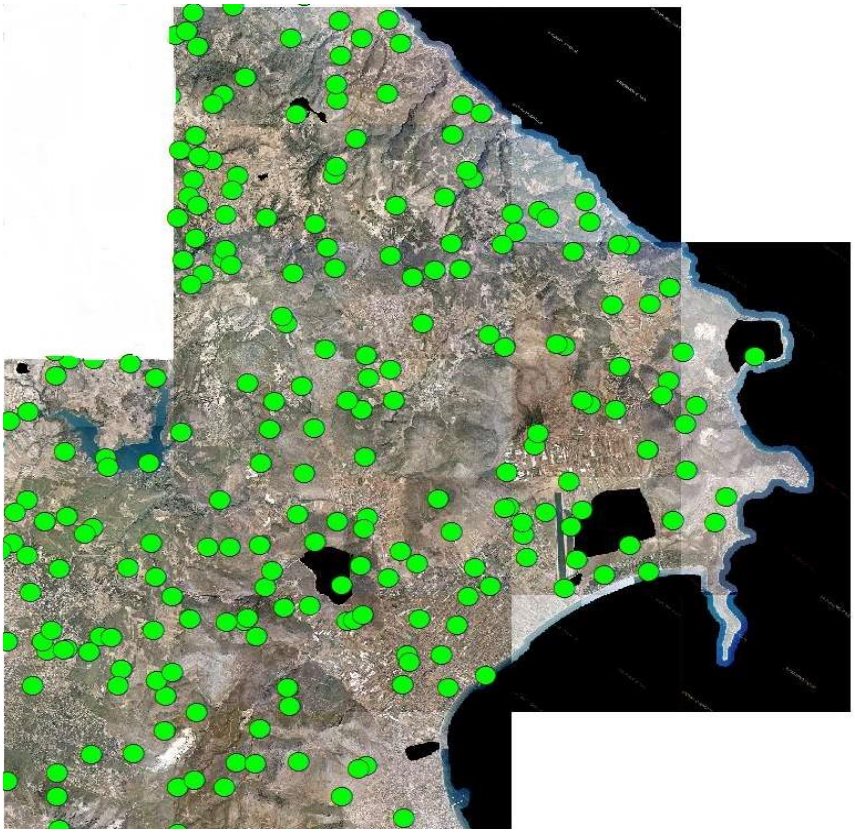
Εικόνα 6 : Υψομετρικός χάρτης της περιοχής μελέτης Πηγή: ΕΚΧΑ

Αναφορικά με τα γεωχωρικά δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν στην εφαρμογή, η μορφή των αρχείων DEM είναι ESRI lattice (floating), με διάσταση καννάβου στο έδαφος 5m και των ορθοεικόνων JPEG2000 με μέγεθος εικονοστοιχείου στο έδαφος 0,5 m αντίστοιχα. Το γεωδαιτικό σύστημα αναφοράς είναι το European Terrestial Reference System 1989 (ETRS89) και το ελλειψοειδές είναι το GRS80.

Τα αρχεία DEM και οι ορθοεικόνες ήταν σε διανυσματική μορφή (Raster) και τα τυχαία σημεία δειγματοληψίας σε ψηφιδωτή μορφή (Vector).

Επιλογή δείγματος

Προκειμένου να πραγματοποιηθεί στατιστική ανάλυση, έγινε τυχαία επιλογή σημείων μέσω του Quantum Gis. Η επιφάνεια της περιοχής χωρίστηκε σε 23.600 ίσα κελιά έκτασης. Επιλέχθηκαν με τυχαίο τρόπο το 1% των κελιών και στο εσωτερικό τους επιλέχθηκε τυχαία από ένα σημείο. Τα δειγματοληπτικά σημεία όπως προκύπτουν απο το 1% της έκτασης της περιοχής είναι 236. Η έκταση των κελιών ισούται με 0,011 Km^2



Εικόνα 7: Τα δειγματοληπτικά σημεία στην περιοχή μελέτης

Μετατροπή σε κοινό προβολικό σύστημα

Στην παρούσα διπλωματική εργασία χρησιμοποιήθηκαν τα Γεωγραφικά συστήματα Πληροφοριών/ΣΓΠ (Geographical Information Systems/GIS). Το πρώτο βήμα της επεξεργασίας των παραπάνω δεδομένων ήταν η ψηφιακή απόδοση στο περιβάλλον του εν λόγω λογισμικού GIS (Geographic Information Systems). Στην παρούσα εργασία χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό QGis 2.8.2 και το ArcMap 10.3.1 της ESRI. Τα θεματικά πεδία δεν είχαν το ίδιο προβολικό σύστημα (τα σημεία ήταν σε ΕΓΣΑ 87 ενώ τα δεδομένα του κτηματολογίου σε ETRS 89) που είναι αναγκαίο για την αλληλεπικάλυψη αυτών προκειμένου να εξαγάγουμε συμπεράσματα. Η πρώτη μέριμνα κατά συνέπεια ήταν η κοινή βάση προβολικού συστήματος (ETRS 89).

Φωτοερμηνεία

Τα τυχαία σημεία που αποτέλεσαν το δείγμα μας εξετάστηκαν ως προς τον τύπο βλάστησης, το πέτρωμα και το υψόμετρο που βρίσκονταν αφού έγινε επικάλυψη των χαρτογραφημένων περιοχών και των τυχαίων σημείων. Η φωτοερμηνεία επιτεύχθηκε με παρατήρηση του ορθοφωτοχάρτη του κτηματολογίου, έπειτα ακολούθησε εργασία υπαίθρου

Έρευνα στο πεδίο

Η μέθοδος της φωτοερμηνείας δεν είναι πάντα ακριβής, λόγω πεπερασμένης ανάλυσης των εικόνων. Σε αρκετές περιπτώσεις δεν μπορεί να υπάρξει συμπέρασμα με την χρήση μονάχα αυτής της μεθόδου. Απαραίτητη είναι και η οργάνωση και διενέργεια επίγειων ελέγχων. Ακριβώς επειδή η πληροφορία που παρέχεται είναι σύνθετη και πλήθος επιμέρους πληροφοριών αλληλεξαρτούνται και επηρεάζονται, είναι υπαρκτός ο κίνδυνος περιορισμένης επιτυχίας κατά τη διαδικασία της ανάλυσης. Για το λόγο αυτό θεωρείται απαραίτητος ο επίγειος έλεγχος ενός συνόλου αποτελεσμάτων για την εξασφάλιση της ορθότητας της παραγόμενης πληροφορίας. Ως εκ τούτου, χρειάζεται επαλήθευση στο πεδίο με χρήση GPS. Η διαδικασία του ελέγχου είναι αρκετά σημαντική εργασία Ωστόσο, ο έλεγχος αφορούσε τα σημεία για

τα οποία υπήρχαν αμφιβολίες ως προς την πληροφορία αναφορικά με το είδος της βλάστησης.

Επιπρόσθετα, σημεία που βρίσκονται οριακά στους γεωλογικούς σχηματισμούς πρέπει επίσης να εξετάζονται επί τόπου. Η εξακρίβωση στο πεδίο ελαχιστοποιεί την πιθανότητα σφαλμάτων. Έτσι, η μελέτη έλαβε χώρα τόσο μέσω μεθόδων φωτοερμηνείας και GIS, όσο και μέσω εργασίας υπαίθρου. Η εργασία υπαίθρου πραγματοποιήθηκε από το Νοέμβριο του 2015 έως και το Φεβρουάριο του 2016, προκειμένου να εντοπιστούν τα 36 ασαφή σημεία. Τα χαρακτηριστικά που εντοπίστηκαν ψηφιοποιήθηκαν κατευθείαν στο Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών.

Εικόνα 8: Τα 36 σημεία όπου πραγματοποιήθηκε επίγειος έλεγχος. (Πηγή χάρτη Google Maps)

Μορφή Πίνακα αποτελεσμάτων

Μετά την εισαγωγή και προβολή των ψηφιακών δεδομένων έγινε αποτύπωση και κατηγοριοποίηση των στοιχείων (καταγραφή των τιμών αναφορικά με τους περιβαλλοντικούς παράγοντες που εξετάζουμε μέσω των αντίστοιχων χαρτών) στον attribute table του QGis. Τα στοιχεία αυτά αφορούσαν στο είδος κάλυψης (οικιστικό περιβάλλον, φυσική βλάστηση, καλλιέργειες κτλ), στο είδος της βλάστησης (εφόσον πρόκειται για φυσική βλάστηση), στην υψομετρική πληροφορία, στο γεωλογικό υπόβαθρο.

	ID	kalupsh	Vlasthsh	Z	Box	POINT_X	POINT_Y	RASTERVALU
0	3	4	1	298.42441536600	11	492055.5863189...	4235291.422290...	3
1	6	4	1	697.79395354900	1	488088.0169640...	4216253.845850...	5
2	8	4	3	0.17638847477	20	503244.8123229...	4221591.326369...	1
3	9	6	0	528.71755512200	10	493519.4053389...	4231710.420289...	3
4	12	6	0	458.33346322800	10	492158.5157079...	4232352.384560...	3
5	13	4	1	501.13145829500	12	495886.0784310...	4233647.673430...	5
6	14	6	0	368.32968940200	2	489032.9055749...	4219572.324609...	4
7	16	4	3	448.13063375600	6	493678.9819020...	4220328.880079...	4
8	17	4	1	292.78808628100	4	489554.4143439...	4227006.251419...	3
9	22	4	2	103.73257227200	22	502803.6271180...	4229908.771890...	4

Εικόνα 9: Στοιχεία του attribute table, απόσπασμα.

Στατιστική ανάλυση

Η στατιστική επεξεργασία έγινε με τη βοήθεια του στατιστικού πακέτου κοινωνικών επιστημών S.P.S.S. v. 23. Η διερεύνηση και ανάλυση των μεταβλητών, συσχετισμός των παραγόντων και του είδους βλάστησης έγινε με τη βοήθεια της περιγραφικής στατιστικής. Η σημαντικότητα της περιγραφικής στατιστικής έγκειται στο γεγονός ότι μας βοηθάει να συνοψιστούν, να οργανωθούν και να παρουσιαστούν οι πιο σχετικές και σημαντικές πληροφορίες (Κατσίλλης, 2002). Οι μεταβλητές που περιγράφθηκαν αφορούσαν στην υψομετρική και γεωλογική πληροφορία, στα είδη βλάστησης, τον τύπο κάλυψης.

Το στατιστικό κριτήριο χ^2 (χ-τετράγωνο – chi-square) χρησιμοποιήθηκε ως δοκιμασία για τον έλεγχο των ερευνητικών υποθέσεων, αν και το χ^2 μπορεί να χρησιμοποιηθεί στην απλή περίπτωση όπου συγκρίνονται οι συχνότητες δύο συνθηκών μιας ποιοτικής μεταβλητής, μπορεί, επίσης, να εφαρμοστεί και σε πιο περίπλοκες ερευνητικές συνθήκες με δύο ποιοτικές μεταβλητές. Η στατιστική δοκιμασία χ^2 για μία ποιοτική μεταβλητή εξετάζει, στην ουσία, αν υπάρχει διαφορά μεταξύ των δεδομένων που έχουν συλλεχθεί κατά τη διάρκεια της έρευνας (πραγματικές συχνότητες - observed frequencies) και αυτών που θα περιμέναμε να εμφανιστούν αν ίσχυε η μηδενική υπόθεση (αναμενόμενες συχνότητες – expected frequencies). Αυτό στην πράξη σημαίνει ότι, αν οι πραγματικές συχνότητες είναι τυχαίες, θα πρέπει να πλησιάζουν αρκετά τις αναμενόμενες συχνότητες. Το χ^2 αντανακλά το μέγεθος των διαφορών μεταξύ των πραγματικών και των αναμενόμενων συχνοτήτων. Όσο μεγαλύτερη είναι η εν λόγω διαφορά, τόσο πιθανότερο είναι να προκύψει στατιστικώς σημαντικό αποτέλεσμα.

Το στατιστικό κριτήριο χ^2 χρησιμοποιήθηκε επίσης, ως στατιστικό κριτήριο για τον έλεγχο της ανεξαρτησίας μεταξύ δύο ποιοτικών μεταβλητών. Προκειμένου να εξετάσουμε αν δύο μεταβλητές που διασταυρώνονται σε έναν πίνακα διπλής εισόδου είναι ανεξάρτητες ή εξαρτημένες και αν οι συχνότητες των διαφόρων κατηγοριών μπορούν να προκύψουν τυχαία ή είναι συστηματικές αντίστοιχα.

Όσον αφορά την κατασκευή του Μοντέλου πρόβλεψης της κυριαρχίας της βλάστησης, η λογιστική παλινδρόμηση είναι χρήσιμη σε καταστάσεις στις οποίες επιθυμούμε να προβλέψουμε την ύπαρξη ή την απουσία ενός χαρακτηριστικού ή ενός συμβάντος. Η πρόβλεψη αυτή βασίζεται στην κατασκευή ενός μοντέλου και συγκεκριμένα στον προσδιορισμό των τιμών που παίρνουν οι συντελεστές. Αυτή η μέθοδος είναι μια γενίκευση της απλής γραμμικής παλινδρόμησης για την περίπτωση όπου η εξαρτημένη μεταβλητή είναι δίτιμη (παίρνει την τιμή 0 όταν το χαρακτηριστικό απουσιάζει και την τιμή 1 όταν υπάρχει το χαρακτηριστικό).

Η πιο διαδεδομένη έκφραση της εξίσωσης της Λογιστικής Παλινδρόμησης είναι :

$\ln(\text{odds}) = \alpha + b1x1 + b2x2 \ldots + bkxk\ldots$

Το δεξί μέρος της εξίσωσης δημιουργείται από ένα γραμμικό συνδυασμό των ανεξάρτητων μεταβλητών που συμμετέχουν στο μοντέλο της παλινδρόμησης. Το αριστερό μέρος περιέχει τις τιμές της εξαρτημένης μεταβλητής με την μορφή του λογαρίθμου των odd δηλαδή, του Λογαρίθμου της σχέσης : odds = prob/(1-prob).

Το odds εναλλακτικά ονομάζεται Logt και ο Όρος Prob εκφράζει την πιθανότητα να συμβεί το γεγονός που έχει ορισθεί σαν επιτυχία του πειράματος. Οι συντελεστές των ανεξάρτητων μεταβλητών στην εξίσωση της παλινδρόμησης εκτιμούνται βάση της μεθόδου Μέγιστης Πιθανοφάνειας βάση της μεθόδου αυτής η τιμή των συντελεστών των ανεξάρτητων μεταβλητών είναι αυτή που κάνει τις παρατηρηθείσες τιμές της εξαρτημένης μεταβλητής πιο πιθανές, βάση των τιμών των ανεξάρτητων μεταβλητών

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΕΒΔΟΜΟ

7.1 ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

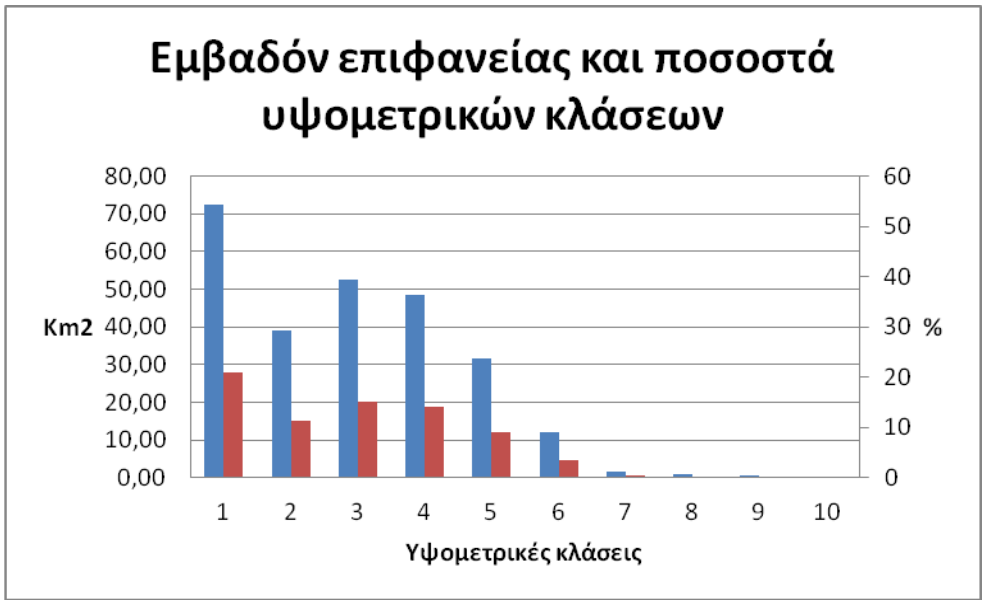
7.1.1 Περιγραφή Περιοχής Μελέτης

Το μεγαλύτερο μέρος των εκτάσεων της περιοχής μελέτης συγκεντρώνεται στις υψομετρικές κλάσεις μέχρι τα 600 μέτρα. Παράλληλα, το 27,82 % της συνολικής επιφάνειας αφορά την κλάση των χαμηλότερων υψομέτρων μέχρι 100 μέτρα. Ενώ λιγότερο από 2% αφορά υψόμετρα άνω των 600 μέτρων.

Πίνακας 1: Έκταση και ποσοστά των υψομετρικών κλάσεων

Υψομετρική ζώνη	Έκταση (Km^2)	Ποσοστό (%)
Μέχρι 100 μέτρα	72,29	27,82
101 – 200	39,17	15,07
201 - 300	52,37	20,15
301 - 400	48,63	18,71
401 - 500	31,62	12,17
501 - 600	12,09	4,65
601 - 700	1,65	0,63
701 - 800	1,02	0,39
801 - 900	0,71	0,27
Πάνω από 900 μέτρα	0,33	0,13

Διάγραμμα 1: Υψομετρικές κλάσεις στην περιοχή μελέτης (%). Όπου 1 : έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200 μέτρα, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400 μέτρα, 5 : 401 – 500 μέτρα, 6 : 501 – 600 μέτρα, 7 : 601 – 700 μέτρα, 8 : 701 – 800 μέτρα, 9 : 801 – 900 μέτρα και 100 : πάνω από 1000 μέτρα.

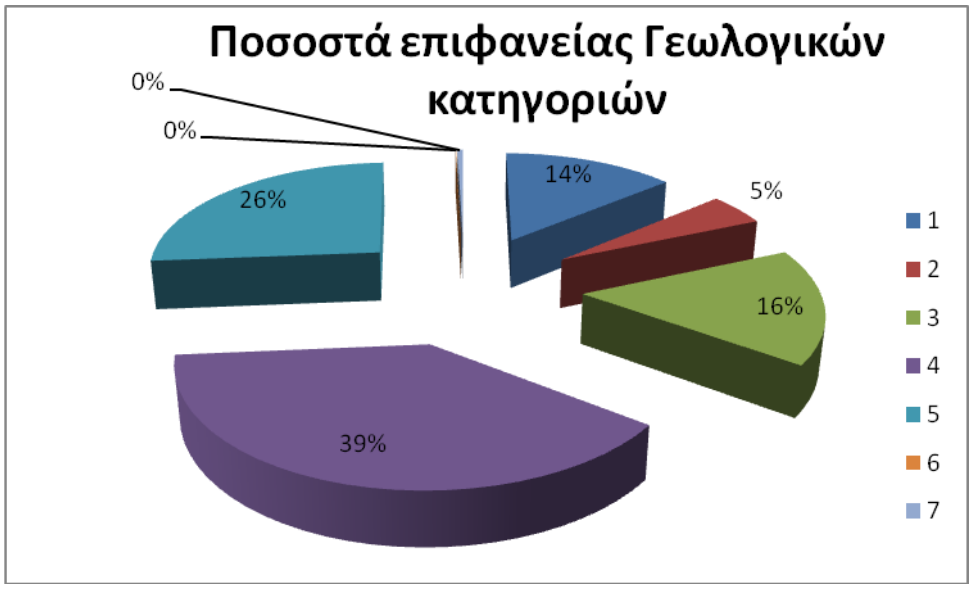


Διάγραμμα 2 : Συνολική επιφάνεια και ποσοστά ανα υψομετρική κατηγορία. Όπου 1 : έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200 μέτρα, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400 μέτρα, 5 : 401 – 500 μέτρα, 6 : 501 – 600 μέτρα, 7 : 601 – 700 μέτρα, 8 : 701 – 800 μέτρα, 9 : 801 – 900 μέτρα και 100 : πάνω από 1000 μέτρα.

Η περιοχή μελέτης όσον αφορά το γεωλογικό υπόβαθρο καλύπτεται κατά το μεγαλύτερο ποσοστό από μάρμαρα (38,65%), έπειτα από σχιστόλιθους (25,83%), μάργες (16,47%), προσχωματικές αποθέσεις (13,89%) και ένα ποσοστό περίπου 5% αφορά άλλες κατηγορίες.

Πίνακας 2: Έκταση και ποσοστά των γεωλογικών σχηματισμών στην περιοχή μελέτης

Γεωλογική κατηγορία	Έκταση (Km^2)	Ποσοστό (%)
Προσχωματικές αποθέσεις	36,10	13,89
Κορήματα	12,16	4,68
Μάργες	42,80	16,47
Μάρμαρα	100,44	38,65
Σχιστόλιθοι	67,12	25,83
Ασβεστόλιθοι	0,08	0,03
Άλλο	1,14	0,44



Διάγραμμα 3: Ποσοστά γεωλογικών σχηματισμών στην περιοχή μελέτης. Όπου 1 : προσχωματικές αποθέσεις, 2 : κορήματα, 3 : μάργες, 4 : μάρμαρα, 5 : σχιστόλιθοι, 6 : ασβεστόλιθοι, 7 : άλλα.

Διάγραμμα 4 : Εκτάσεις και ποσοστά γεωλογικών σχηματισμών στην περιοχή μελέτης. Όπου 1 : προσχωματικές αποθέσεις, 2 : κορήματα, 3 : μάργες, 4 : μάρμαρα, 5 : σχιστόλιθοι, 6 : ασβεστόλιθοι, 7 : άλλα.

7.1.2 Γενικά στοιχεία του δείγματος

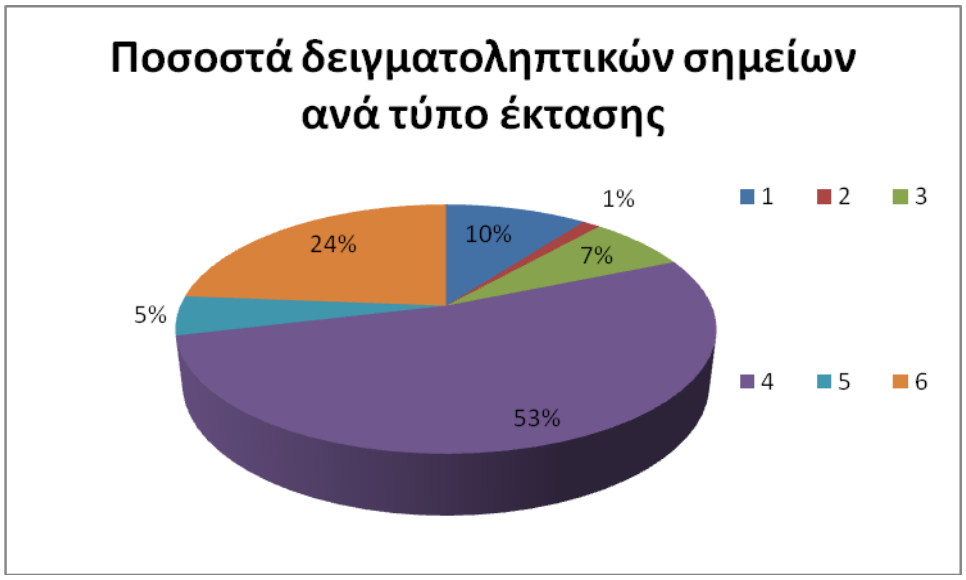
Η έρευνα που πραγματοποιήθηκε στη Βορειοανατολική Αττική έγινε με τυχαία δειγματοληψία 236 σημείων. Τα σημεία αυτά αφορούν ανάλογα με το που βρίσκονται καλλιέργειες, υδάτινες εκτάσεις, οικισμούς, φυσική βλάστηση, εγκαταλελειμμένα χωράφια, εκχερσωμένα εδάφη. Όπως φαίνεται στον πίνακα 3, υπερισχύουν οι εκτάσεις φυσικής βλάστησης, που αφορούν περίπου τα μισά από τα δειγματοληπτικά σημεία και ακολουθούν οι εκτάσεις που αποτελούν προϊόν ανθρωπογενούς παρέμβασης έναντι των υπολοίπων εκτάσεων.

Πίνακας 3: Δειγματοληπτικές επιφάνειες ανά κατηγορία εκτάσεων

Είδος κάλυψης	Σημεία δειγματοληψίας (N)	Ποσοστό (%)
Καλλιέργειες	24	10,2
Υδάτινες εκτάσεις	3	1,3
Οικισμοί	17	7,2
Φυσική Βλάστηση	124	52,5

Πίνακας 3 (συνέχεια)

Εγκαταλελειμμένα Χωράφια	12	5,1
Εκχερσωμένα εδάφη/ανθρώπινη παρέμβαση	56	23,7
Σύνολο	236	100

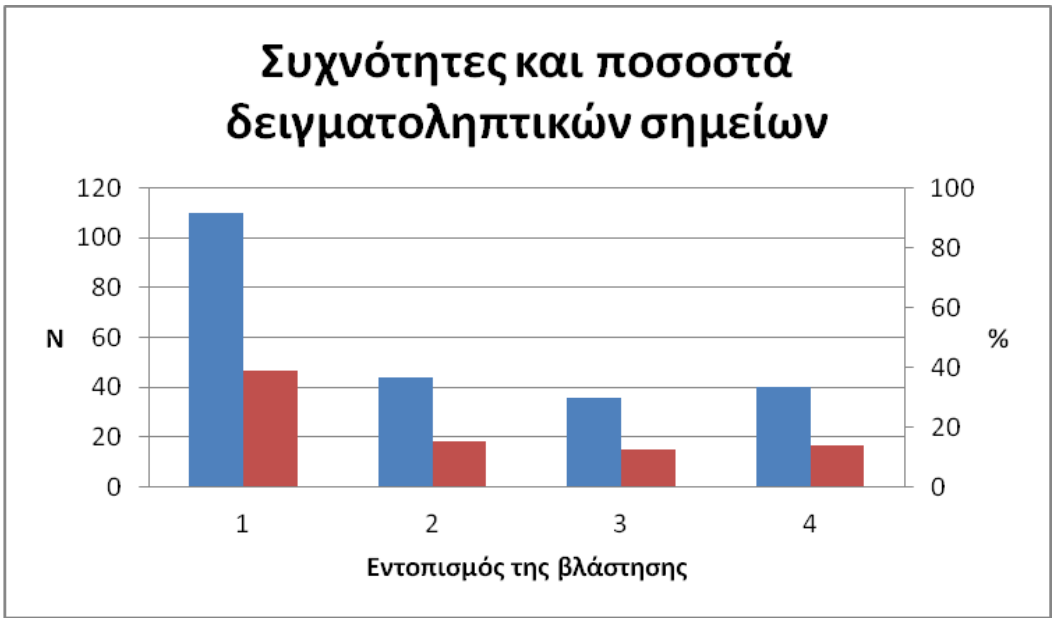


Διάγραμμα 5 : Ποσοστά δειγματοληπτικών σημείων ανά τύπο κάλυψης. Όπου 1: καλλιέργειες, 2 : υδάτινες εκτάσεις, 3 : Δομημένες εκτάσεις, 4 : Φυσική βλάστηση, 5 : Εγκαταλελειμμένα χωράφια, 6 : εκχερσωμένα εδάφη

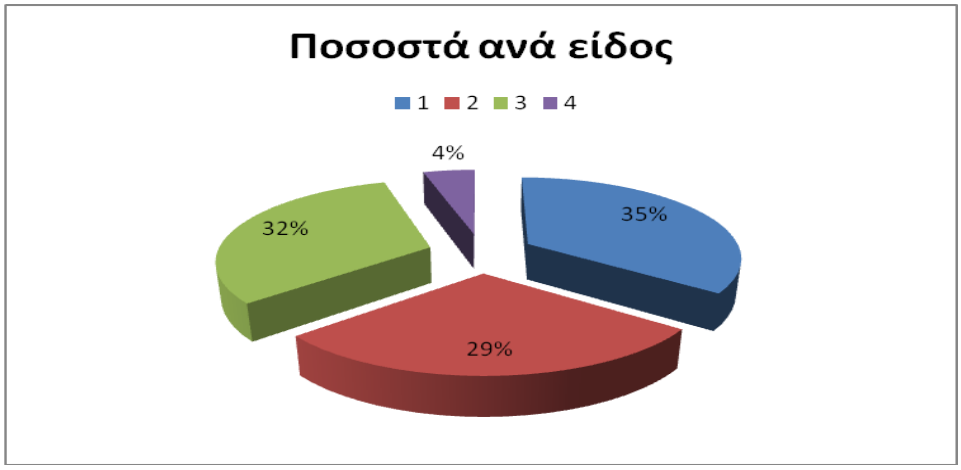
Ειδικότερα όσον αφορά τους τύπους της φυσικής βλάστησης, ο εντοπισμός περιορίστηκε σε συστάδες κυριαρχούμενες από τα υπό μελέτη είδη *J. phoenicea* και *P. halepensis*. Το μεγαλύτερο ποσοστό των σημείων αφορά συστάδες *P. halepensis* (34,9%), ακολουθούν θαμνώνες άλλων ειδών (31,6 %), ένα ποσοστό της τάξεως 28,6 % αφορά τα άτομα/ συστάδες *J. phoenicea* και τέλος υπήρξε ένα ποσοστό της τάξεως 4.6 % που έμεινε ανεξακρίβωτο.

Πίνακας 4 : Δειγματοληπτικά σημεία ανά τύπο βλάστησης

Είδος	Σημεία Δειγματοληψίας (N)	Ποσοστό για το σύνολο των σημείων (%)	Ποσοστό φυτικής βλάστησης (%)
Κανένα/ Μη φυσική βλάστηση	110	46,6	0
Πεύκο	44	18,6	34,9
Άρκευθος	36	15,3	28,6
Άλλα είδη	40	16,9	31,6
Σύνολο	236	100	



Διάγραμμα 6 : Συχνότητες δειγματοληπτικών σημείων αναφορικά με τον εντοπισμό της βλάστησης. 1 : Ανθρωπογενής κάλυψη, 2 : Πεύκο, 3 : Άρκευθος, 4 : Άλλα είδη



Διάγραμμα 7 : Ποσοστά κάλυψης γης από φυσική βλάστηση 1 : Πεύκο, 2 : Άρκευθος, 3 : Άλλα είδη, 4 : μη εξακριβωμένα

7.2 ΥΨΟΜΕΤΡΟ

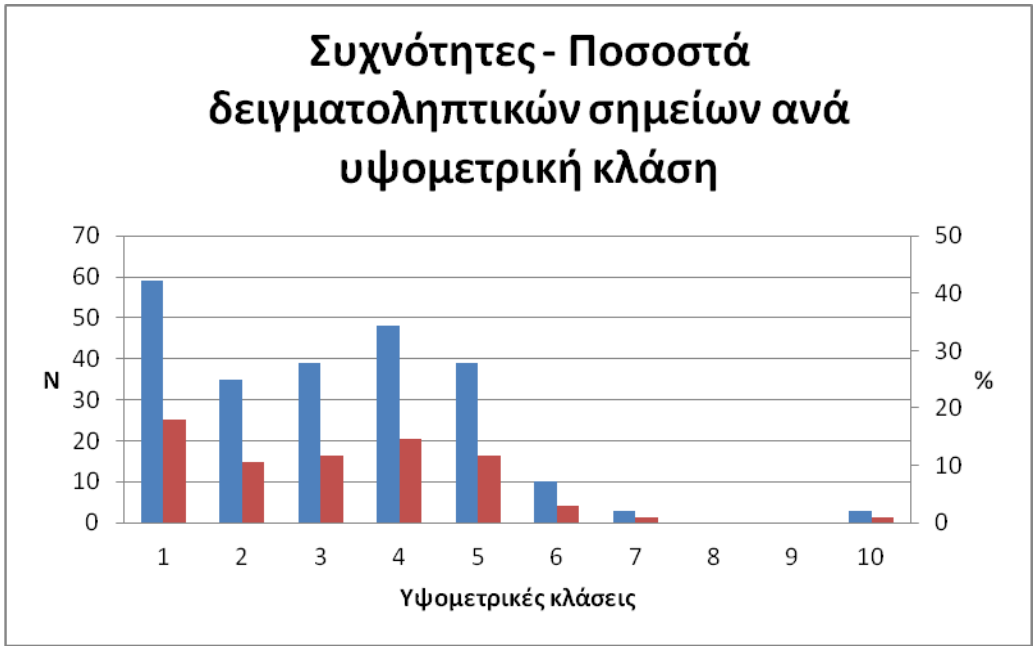
Το υψόμετρο μελετήθηκε ως περιβαλλοντικός παράγοντας που επηρεάζει την κυριαρχία των ειδών. Προκειμένου να εντοπίσουμε τις πιθανές σχέσεις, έγινε κατηγοριοποίηση σε 10 υψομετρικές ζώνες ανά 100 μέτρα (πίνακας 5, γράφημα 5). Το συντριπτικό ποσοστό του δείγματος (94 %) κατανέμεται σχετικά ισορροπημένα στις υψομετρικές κλάσεις μέχρι 500 μέτρα. Δειγματοληπτικά σημεία δεν εμφανίστηκαν καθόλου στα 700 – 900 μέτρα. Τέλος, ένα ποσοστό 6 % αφορά τις ζώνες 600 – 700 και άνω των 900 μέτρων. Το μεγαλύτερο ποσοστό εμφανίζεται στα χαμηλότερα υψόμετρα μέχρι 100 μέτρα.

Πίνακας 5: Αριθμός και ποσοστό δειγματοληπτικών σημείων ανά υψομετρική ζώνη

Υψομετρικές ζώνες	Αριθμός δειγματοληπτικών σημείων (N)	Ποσοστό (%)
Μέχρι 100 μέτρα	59	25
101 – 200	35	14,8
201 - 300	39	16,5
301 - 400	48	20,3
401 - 500	39	16,5
501 - 600	10	4,2
601 - 700	3	1,3

Πίνακας 5 (συνέχεια)

701 - 800	-	-
801 - 900	-	-
Άνω των 900 μέτρων	3	1,3
Σύνολο	236	100



Διάγραμμα 8 : Συχνότητες και ποσοστά δειγματοληπτικών σημείων ανά υψομετρική ζώνη. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3: 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700, 8 : 701 – 800, 9 : 801 – 900, 10 : άνω των 900

Στον πίνακα 6 παρουσιάζονται οι συχνότητες και τα ποσοστά των δειγματοληπτικών σημείων αναφορικά με την κατηγορία κάλυψης ανά υψομετρική ζώνη.

Πίνακας 6. Κάλυψη γης ανά υψομετρική ζώνη

		Καλλιέργειες	Οικισμοί	Εγκαταλελειμμένα χωράφια	Φυσική βλάστη	Εκχερσωμένες εκτάσεις	Λίμνη
Υψομετρικές ζώνες	0 – 100	15	10	1	22	10	1
	% Κάλυψης	62,5 %	58,8%	8,3%	17,%	17,9%	33%
	Συνολικό %	6,4%	4,2%	0,4%	9,3%	4,2%	0,4%
	101 - 200	4	0	1	25	5	0
	% Κάλυψης	16,7%	0%	8,3	20,2%	8,9%	0%
	Συνολικό %	1,7%	0%	0,4%	10,6%	2,1%	0%
	201 – 300	3	1	2	27	4	2
	% Κάλυψης	12,5%	5,9%	16,7%	21,8%	7,1%	66,7%
	Συνολικό %	1,3%	0,4%	0,8%	11,4%	1,7%	0,8%
	301 – 400	0	2	5	22	19	0
	% Κάλυψης	0%	11,8%	41,7%	17,7%	33,9%	0%
	Συνολικό %	0%	0,8%	2,1%	9,3%	8,1%	0%
	401 – 500	2	3	2	18	14	0
	% Κάλυψης	8,3%	17,6%	16,7%	14,5%	25%	0%
	Συνολικό %	0,8%	1,3%	0,8%	7,6%	5,9%	0%

Πίνακας 6 (συνέχεια)

	501 – 600	0	0	1	6	3	0
	% Κάλυψης	0%	0%	8,3%	4,8%	5,4%	0%
	Συνολικό %	0%	0%	0,4%	2,5%	1,3%	0%
	601 – 700	0	1	0	2	0	0
	% Κάλυψης	0%	5,9%	0%	1,6%	0%	0%
	Συνολικό %	0%	0,4%	0%	0,8%	0%	0%
	900 +	0	0	0	2	1	0
	% Κάλυψης	0%	0%	0%	1,6%	1,8%	0%
	Συνολικό %	0%	0%	0%	0,8%	0,4%	0%
	Σύνολο	24	17	12	124	56	3

Το μεγαλύτερο ποσοστό των καλλιεργειών κατανέμεται στα μικρότερα υψόμετρα έως 100 μέτρα (διάγραμμα 9).

Διάγραμμα 9 : Συχνότητες των καλλιεργειών ανά υψομετρική ζώνη. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700, 8 : άνω των 900

Μόλις τρία σημεία αφορούν υδάτινες επιφάνειες και βρίσκονται σε μικρά υψόμετρα (διάγραμμα 10).

Διάγραμμα 10 : Συχνότητες των υδάτινων επιφανειών ανά υψομετρική ζώνη. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700, 8 : άνω των 900 μέτρων

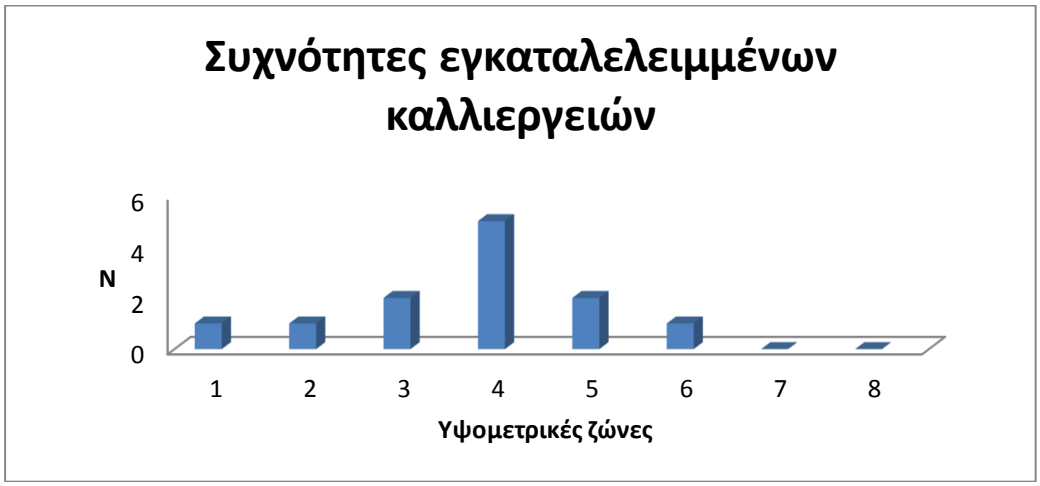
Στις δομημένες εκτάσεις, ποσοστό άνω του 50% συγκεντρώνεται μέχρι τα 100 μέτρα (διάγραμμα 11).

Διάγραμμα 11 : Συχνότητες των δομημένων εκτάσεων ανά υψομετρική ζώνη. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700, 8 : άνω των 900 μέτρων

Η φυσική βλάστηση φαίνεται να κατανέμεται σε όλες τις υψομετρικές κλάσεις (διάγραμμα 12).

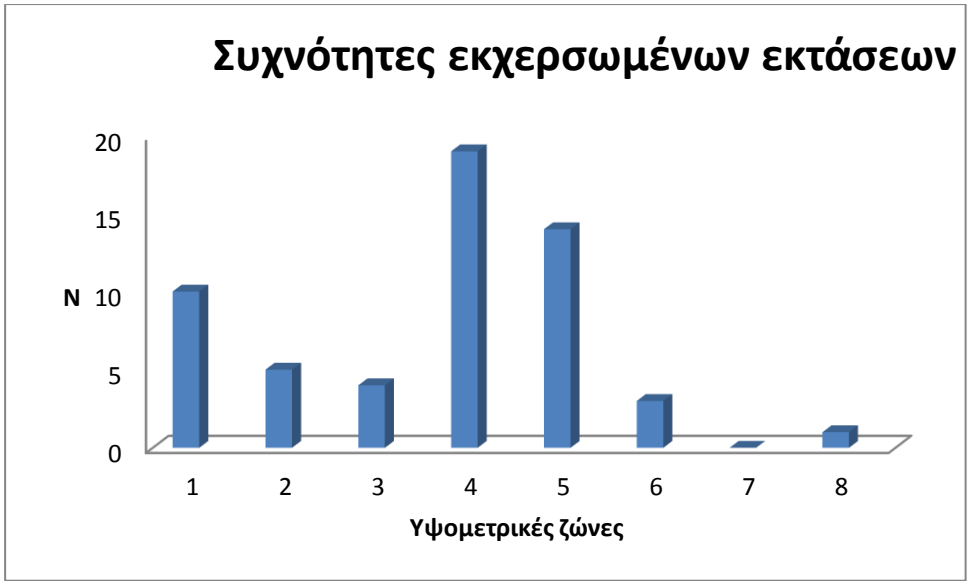
Διάγραμμα 12 : Συχνότητες των φυσικών εκτάσεων ανά υψομετρική ζώνη. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700, 8 : άνω των 900 μέτρων

Οι εγκαταλελειμμένες καλλιέργειες με ποσοστό 41,% συγκεντρώνονται στα υψόμετρα από 301 μέχρι 400 μέτρα. Το υπόλοιπο 60% συγκεντρώνεται στις υπόλοιπες κλάσεις μέχρι 600 μέτρα (διάγραμμα 13).



Διάγραμμα 13 : Συχνότητες των εγκαταλελειμμένων καλλιεργειών ανά υψομετρική ζώνη. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700, 8 : άνω των 900 μέτρων

Θέσεις που έχουν υποστεί κάποια ανθρώπινη παρέμβαση βρίσκονται σχεδόν σε όλες τις υψομετρικές κλάσεις. Η πλειοψηφία αυτών με 57% αφορά υψόμετρα από 400 έως 600 μέτρα (διάγραμμα 14).



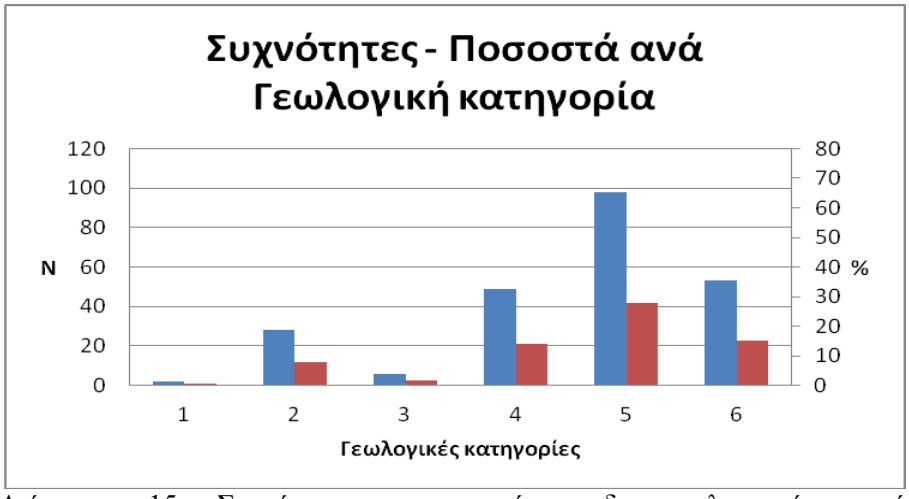
Διάγραμμα 14 : Συχνότητες των εκχερσωμένων εκτάσεων ανά υψομετρική ζώνη. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700, 8 : άνω των 900 μέτρων

7.3 ΓΕΩΛΟΓΙΑ

Ο δεύτερος περιβαλλοντικός παράγοντας που μελετάται στην παρούσα διπλωματική είναι το γεωλογικό υπόβαθρο. Οι κατηγορίες των γεωλογικών σχηματισμών ήταν παράκτιοι σχηματισμοί/προσχωματικές αποθέσεις, κορήματα, μάργες, μάρμαρα και σχιστόλιθοι. Το μεγαλύτερο ποσοστό των σημείων (41,5 %) απαντάται σε μάρμαρα, το 22,5 % σε σχιστολιθικά πετρώματα, ακολουθεί ποσοστό της τάξεως 20,8 % σε μάργες, 11,9 % αφορά προσχωματικές αποθέσεις, 2,5% κορήματα και 0,8 % εμφανίζεται σε λίμνη (πίνακας 7).

Πίνακας 7 : Συχνότητα και ποσοστά εμφάνισης των σημείων ανά γεωλογική κατηγορία

Γεωλογικό υπόβαθρο	Αριθμός δειγματοληπτικών σημείων (N)	Ποσοστό (%)
Λίμνη	2	0,8
Προσχωματικές αποθέσεις	28	11,9
Κορήματα	6	2,5
Μάργες	49	20,8
Μάρμαρα	98	41,5
Σχιστόλιθοι	53	22,5
Σύνολο	236	100



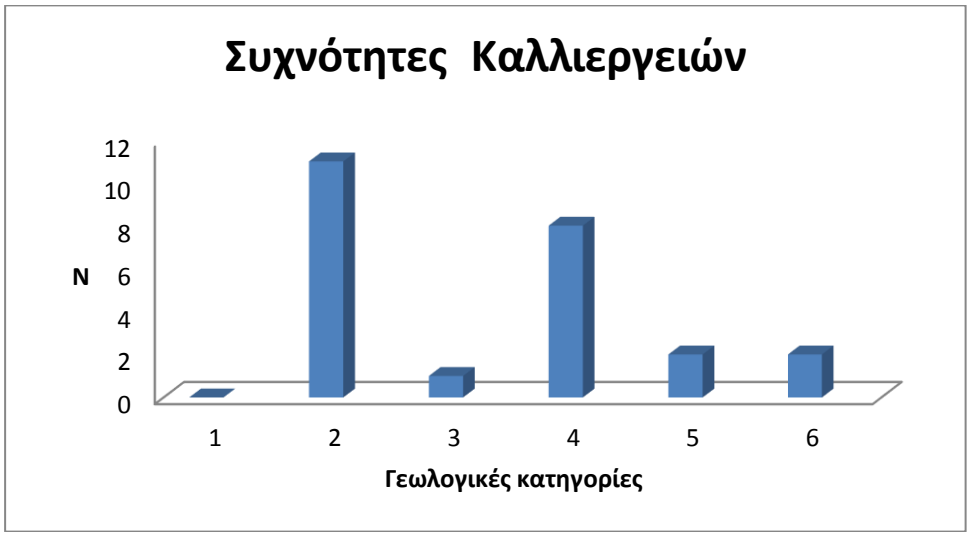
Διάγραμμα 15 : Συχνότητες και ποσοστά των δειγματοληπτικών σημείων με βάσει το γεωλογικό υπόστρωμα. Όπου 1 : Λίμνη 2 : παρακτιοι σχηματισμοί, προσχωματικες αποθέσεις. 3 : κορηματα 4 : μαργες 5 : μάρμαρα 6 : σχιστολιθοι

Οι τύποι κάλυψης γης ανά κατηγορία γεωλογικού υποστρώματος παρουσιάζονται στον πίνακα 8.

Πίνακας 8. Κάλυψη γης ανά γεωλογική κατηγορία

		Καλλιέργειες	Οικισμοί	Εγκαταλελειμμένα χωράφια	Φυσική βλάστηση	Εκχερσωμένες εκτάσεις	Λίμνη
Γεωλογία	-	0	0	0	0	0	3
	% Κάλυψης	0%	0%	0%	0%	0%	100%
	Συνολικό %	0%	0%	0%	0%	0%	100%
	Προσχωματικές αποθέσεις	11	7	1	1	8	0
	% Κάλυψης	45,8%	41,2%	8,3%	0,8%	14,3%	0%
	Συνολικό %	4,7%	3%	0,4%	0,4%	3,4%	0%
	Κορήματα	1	2	0	2	1	0
	% Κάλυψης	4,2%	11,8%	0%	1,6%	1,8%	0%
	Συνολικό %	0,4%	0,8%	0%	0,8%	0,4%	0%
	Μάργες	8	2	5	10	24	0
	% Κάλυψης	8,3%	11,8%	41,7%	8,1%	42,9%	0%
	Συνολικό %	0,8%	0,8%	2,1%	4,2%	10,2%	0%
	Μάρμαρα	2	2	2	81	10	0
	% Κάλυψης	8,3%	11,8%	16,7%	65,3%	17,9%	0%
	Συνολικό %	0,8%	0,8%	0,8%	34,4%	4,2%	0%
	Σχιστόλιθοι	2	4	4	30	13	0
	% Κάλυψης	8,3%	23,5%	33,3%	24,2%	23,2%	0%
	Συνολικό %	0,8%	1,7%	1,7%	12,7%	5,5%	0%
	Σύνολο	24	17	12	124	56	3

Αναφορικά με το γεωλογικό υπόβαθρο των γεωργικών εκτάσεων, περίπου το μισό των δειγματοληπτικών σημείων αφορά προσχωματικές αποθέσεις (45,8%), ενώ το 33,3% αφορά μάργες (Διάγραμμα 16).

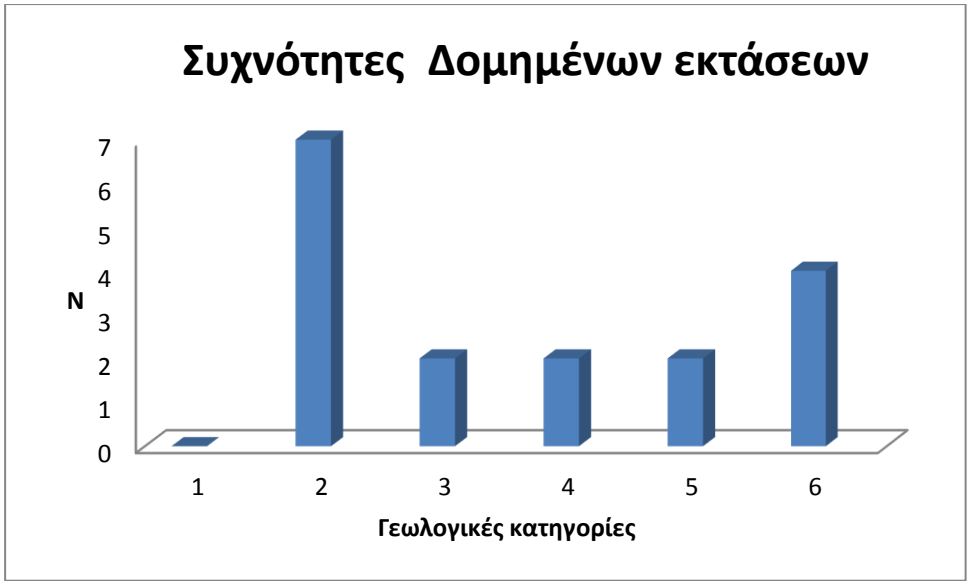


Διάγραμμα 16 : Συχνότητες των καλλιεργειών με βάσει το γεωλογικό υπόστρωμα. Όπου 1 : Λίμνη 2 : παρακτιοι σχηματισμοί, προσχωματικες αποθέσεις. 3 : κορηματα 4 : μαργες 5 : μάρμαρα 6 : σχιστολιθοι

Τα σημεία που αφορούν υδάτινες επιφάνειες δεν εντάσσονται σε κάποια γεωλογική κατηγορία (Διάγραμμα 17).

Διάγραμμα 17 : Συχνότητες των υδάτινων επιφανειών με βάσει το γεωλογικό υπόστρωμα. Όπου 1 : Λίμνη 2 : παρακτιοι σχηματισμοί, προσχωματικες αποθέσεις. 3 : κορηματα 4 : μαργες 5 : μάρμαρα 6 : σχιστολιθοι

Οι οικισμοί με ποσοστό 41,2% συγκεντρώνονται κυρίως σε προσχωματικές αποθέσεις και με ποσοστό 23,5% σε σχιστολιθικά πετρώματα (Διάγραμμα 18).

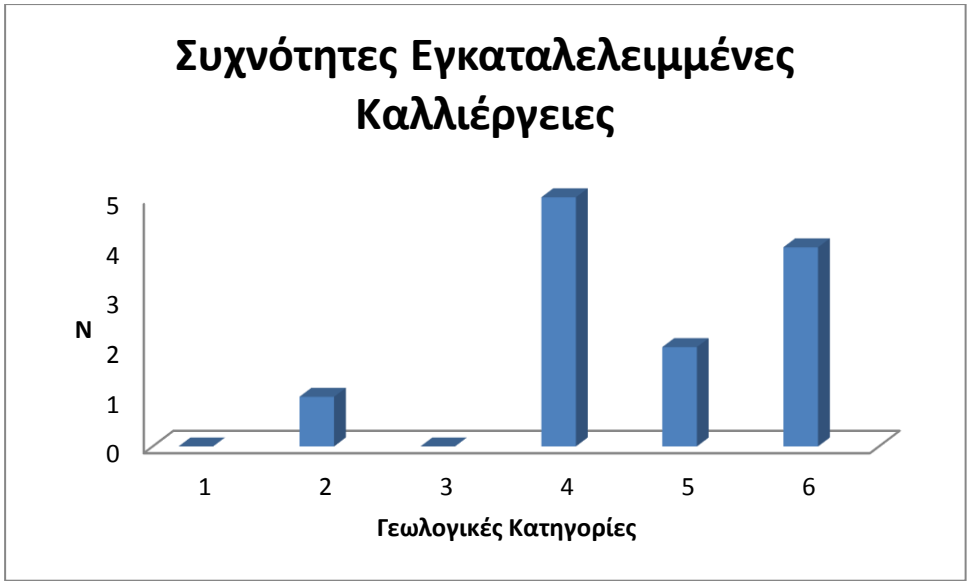


Διάγραμμα 18 : Συχνότητες των δομημένων εκτάσεων με βάσει το γεωλογικό υπόστρωμα. Όπου 1 : Λίμνη 2 : παρακτιοι σχηματισμοί, προσχωματικες αποθέσεις. 3 : κορηματα 4 : μαργες 5 : μάρμαρα 6 : σχιστολιθοι

Η φυσική βλάστηση κυρίως απαντάται σε μάρμαρα με ποσοστό 65,3% και σε σχιστόλιθους με 24,2% (διάγραμμα 19).

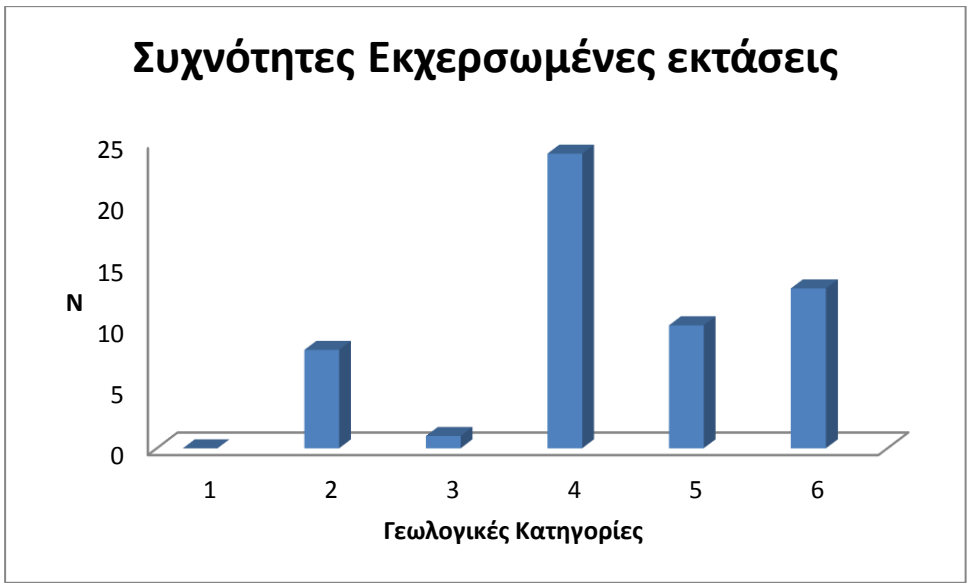
Διάγραμμα 19 : Συχνότητες των φυσικών εκτάσεων με βάσει το γεωλογικό υπόστρωμα. Όπου 1 : Λίμνη 2 : παρακτιοι σχηματισμοί, προσχωματικες αποθέσεις. 3 : κορηματα 4 : μαργες 5 : μάρμαρα 6 : σχιστολιθοι

Τα εγκαταλελειμμένα χωράφια έχουν ως κύριο γεωλογικό υπόστρωμα μάργες (41,7%), σχιστόλιθους με 33,3% και μάρμαρα με 16,7 % (διάγραμμα 20).



Διάγραμμα 20 : Συχνότητες των εγκαταλελειμμένων καλλιεργειών με βάσει το γεωλογικό υπόστρωμα. Όπου 1 : Λίμνη 2 : παρακτιοι σχηματισμοί, προσχωματικες αποθέσεις. 3 : κορηματα 4 : μαργες 5 : μάρμαρα 6 : σχιστολιθοι

Η πλειοψηφία των εδαφών που έχουν υποστεί κάποιου είδους παρέμβαση/ εκχέρσωση αφορούν γεωλογικό υπόστρωμα από μάργες 42,9%. Ενώ το υπολειπόμενο ποσοστό ισοκατανέμεται σε σχιστόλιθους, μάρμαρα και κορήματα (διάγραμμα 21).



Διάγραμμα 21: Συχνότητες των εκχερσωμένων εκτάσεων με βάσει το γεωλογικό υπόστρωμα. Όπου 1 : Λίμνη 2 : παρακτιοι σχηματισμοί, προσχωματικες αποθέσεις. 3 : κορηματα 4 : μαργες 5 : μάρμαρα 6 : σχιστολιθοι

7.4 ΣΥΣΧΕΤΙΣΜΟΣ ΥΨΟΜΕΤΡΟΥ ΚΑΙ ΕΙΔΟΥΣ ΒΛΑΣΤΗΣΗΣ

Αναφορικά με το πεύκο το μεγαλύτερο ποσοστό εμφανίζεται στα 200 – 300 μέτρα. Γενικότερα εμφανίζεται σε όλες τις υψομετρικές κλάσεις, με το 50 % κυρίως να συγκεντρώνεται στα 200 – 400 μέτρα (πίνακας 9). Η άρκευθος κατανέμεται κυρίως στα χαμηλότερα υψόμετρα από 300 μέτρα και κάτω. Το 80% ειδικότερα εμφανίζεται μέχρι 200 μέτρα (πίνακας 9).

Πίνακας 9: Συχνότητες και ποσοστά Φυσικής βλάστησης και άλλων εκτάσεων ανά υψομετρική ζώνη

		Καλλιέργειες Οικισμοί Εγκαταλελειμμένα χωράφια Εκχερσωμένες εκτάσεις	Φυσική βλάστηση			
			Πεύκο	Άρκευθος	Άλλα	Μη εξακριβωμένα
Υψομετρικές ζώνες	0 – 100	37	3	14	3	2
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(33,6)%	(6,8%)	(38,9%)	(7,5%)	(33,3%)
	Συνολικό ποσοστό	15,7%	1,3%	5,9%	1,3%	0,8%
	101 - 200	10	5	15	4	1
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(9,1%)	(11,4%)	(41,7 %)	(10%)	(16.7%)
	Συνολικό ποσοστό	4,2%	2,1%	6,4%	1,7%	0,4%
	201 – 300	12	14	5	7	1
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(10,9%)	(31,8%)	(13,9%)	(17,5%)	(16,7%)
	Συνολικό ποσοστό	5,1%	5,9%	2,1%	3%	0,4%

Πίνακας 9 (συνέχεια)

	301 – 400	25	9	1	13	0
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(22,7%)	(20,5%)	(2,8%)	(32,5%)	0%
	Συνολικό ποσοστό	10,6%	3,8%	0,4%	5,5%	0%
	401 – 500	20	7	0	10	2
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(18,2%)	(15,9%)	0%	(25%)	(33,3%)
	Συνολικό ποσοστό	8,5%	3%	0%	4,2%	0,8%
	501 – 600	4	4	1	1	0
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(3,6%)	(9,1%)	(2,8%)	(2,5%)	0%
	Συνολικό ποσοστό	1,7%	1,7%	0,4%	0,4%	0%
	601 – 700	1	2	0	0	0
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(0,9%)	(4,5%)	0%	0%	0%
	Συνολικό ποσοστό	0,4%	0,8%	0%	0%	0%
	900 +	1	0	0	2	0
	Ποσοστό επί της κάλυψης	(0,9%)	0%	0%	(5%)	0%

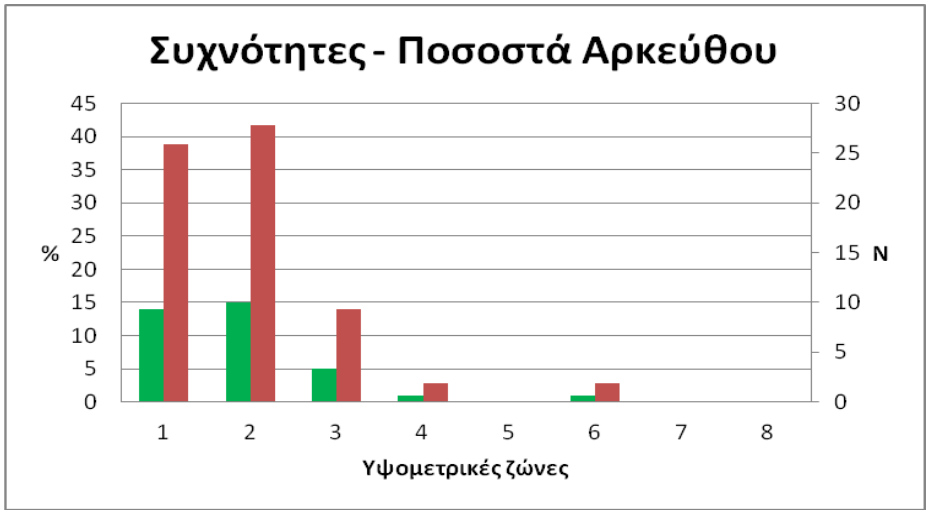
Πίνακας 9 (συνέχεια)

	Συνολικό ποσοστό	0,4%	0%	0%	0,8%	0%
	Σύνολο	110	44	36	40	6

Το πεύκο απαντάται σε όλες τις υψομετρικές κατηγορίες, οι μεγαλύτερες συχνότητες εμφάνισής του εμφανίζονται πάνω από τα 200 μέτρα (διάγραμμα 22).

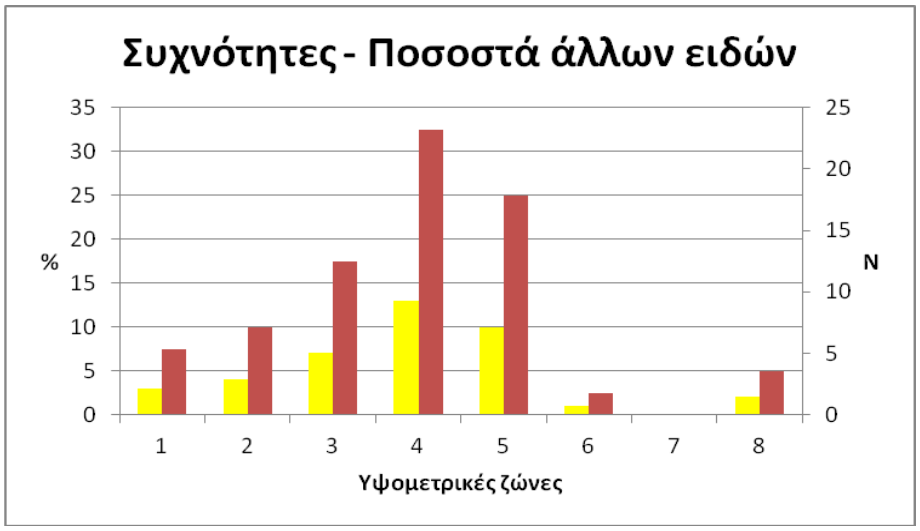
Διάγραμμα 22 : Συχνότητες εμφάνισης Συστάδων Πεύκου με βάσει την υψομετρική πληροφορία. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700 και 8 : άνω των 900

Αναφορικά με την άρκευθο, απαντάται μέχρι τα 300 μέτρα, ενώ οι μεγαλύτερες συχνότητες εμφάνισης είναι μέχρι τα 200 μέτρα (διάγραμμα 23).



Διάγραμμα 23 : Συχνότητες εμφάνισης Συστάδων Αρκεύθου με βάσει την υψομετρική πληροφορία. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700 και 8 : άνω των 900

Τα άλλα είδη που δεν αφορούν άρκευθο ή Πεύκο, παρουσιάζουν μια αύξηση της συχνότητάς τους ανάλογη με αυτή του υψομέτρου μέχρι τα 500 μέτρα, στα μεγαλύτερα υψόμετρα η εμφάνισή τους είναι σπάνια (διάγραμμα 24).



Διάγραμμα 24 : Συχνότητες εμφάνισης άλλων ειδών με βάσει την υψομετρική πληροφορία. 1 : Έως 100 μέτρα, 2 : 101 – 200, 3 : 201 – 300, 4 : 301 – 400, 5 : 401 – 500, 6 : 501 – 600, 7 : 601 – 700 και 8 : άνω των 900

7.5 ΣΥΣΧΕΤΙΣΜΟΣ ΓΕΩΛΟΓΙΚΟΥ ΥΠΟΒΑΘΡΟΥ ΚΑΙ ΕΙΔΟΥΣ ΒΛΑΣΤΗΣΗΣ

Η συχνότητα εμφάνισης πεύκων αφορά κυρίως σε υπόστρωμα από μάρμαρα (43,2%) και σχιστόλιθους (40,9%). Η Άρκευθος απαντάται αποκλειστικά σε μάρμαρα με ποσοστό εμφάνισης 100% (πίνακας 10).

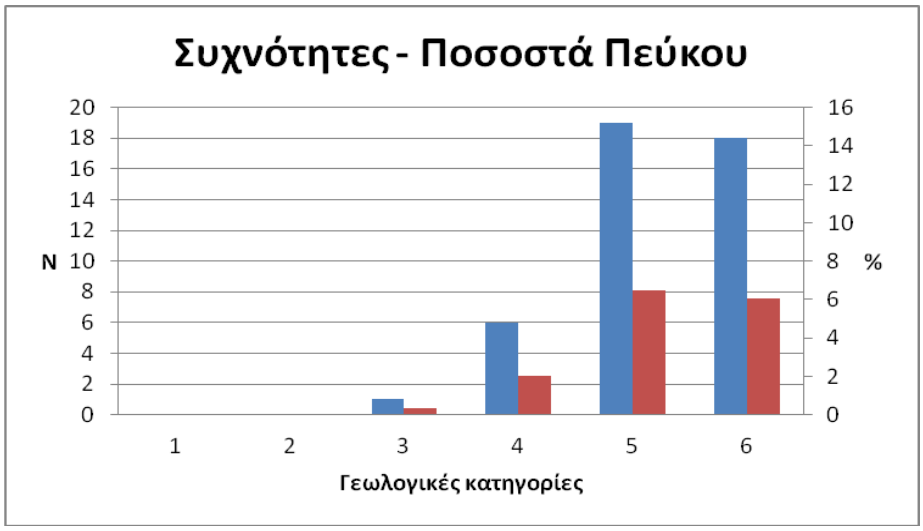
Πίνακας 10: Συχνότητες και ποσοστά δειγματοληπτικών σημείων Φυσικής βλάστησης και άλλων εκτάσεων ανά γεωλογική κατηγορία

		Καλλιέργειες Οικισμοί Εγκαταλελειμμένα χωράφια Εκχερσωμένες εκτάσεις	Φυσική βλάστηση			
			Πεύκο	Άρκευθος	Άλλα	Μη εξακριβωμένα
	Λίμνη	2	0	0	0	0
	Ποσοστό βλάστησης	(1,8 %)	0%	0%	0%	0%
	Ποσοστό σημείων	0,8%	0%	0%	0%	0%

Πίνακας 10 (συνέχεια)

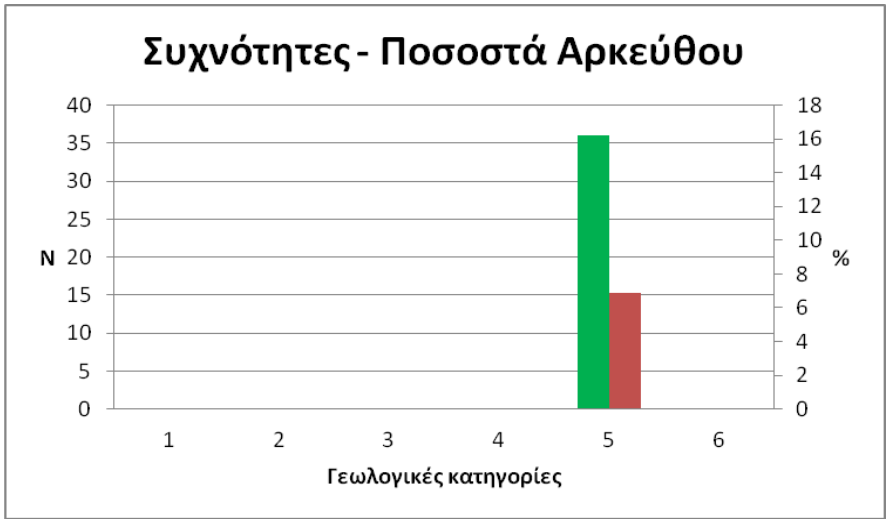
	Προσχωματικές αποθέσεις	27	0	0	1	0
	Ποσοστό βλάστησης	(24,5 %)	0%	0%	(2,5%)	0%
	Ποσοστό σημείων	11,4%	0%	0%	0,4%	0%
	Κορήματα	4	1	0	1	0
	Ποσοστό βλάστησης	(3,6 %)	(2,3 %)	0%	(2,5%)	0%
	Ποσοστό σημείων	1,7%	0,4%	0%	0,4%	0%
	Μάργες	38	6	0	4	1
	Ποσοστό βλάστησης	(34,5 %)	(13,6 %)	0%	(10%)	(16,7%)
	Ποσοστό σημείων	16,1%	2,5%	0%	1,7%	0,4%
	Μάρμαρα	16	19	36	22	5
	Ποσοστό βλάστησης	(14,5 %)	(43,2%)	(100%)	(55%)	(83,3%)
	Ποσοστό σημείων	6,8%	8,1%	15,3%	9,3%	2,1%
	Σχιστόλιθοι	23	18	0	12	0
	Ποσοστό βλάστησης	(20,9 %)	(40,9 %)	0%	(30%)	0%
	Ποσοστό σημείων	9,7%	7,6%	0%	5,1%	0%
	Σύνολο	110	44	36	40	6

Το μεγαλύτερο ποσοστό των κυριαρχούμενων από πεύκα συστάδων εμφανίζεται σε θέσεις με μάρμαρα και σχιστόλιθους, ενώ μικρότερα ποσοστά αφορούν κορήματα και μάργες (διάγραμμα 25).



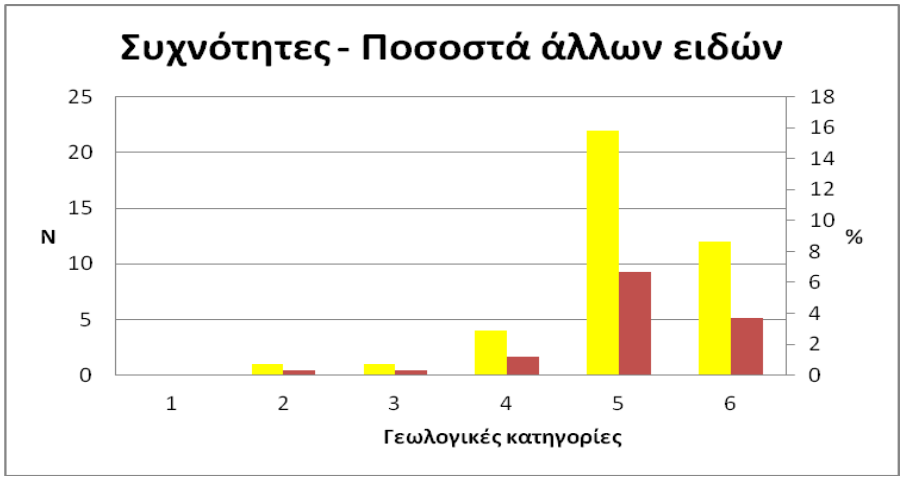
Διάγραμμα 25 : Συχνότητες εμφάνισης Συστάδων Πεύκου με βάσει την γεωλογική κατηγορία. 1 : Λίμνη, 2 : Προσχωματικές αποθέσεις, 3 : Κορήματα, 4 : Μάργες, 5 : Μάρμαρα, 6 : Σχιστόλιθοι

Συστάδες κυριαρχούμενες από άρκευθο εμφανίζονται αποκλειστικά σε θέσεις με μάρμαρα (διάγραμμα 26).



Διάγραμμα 26 : Συχνότητες εμφάνισης Συστάδων αρκεύθου με βάσει την γεωλογική κατηγορία. 1 : Λίμνη, 2 : Προσχωματικές αποθέσεις, 3 : Κορήματα, 4 : Μάργες, 5 : Μάρμαρα, 6 : Σχιστόλιθοι

Συστάδες άλλων τύπων εμφανίζονται κυρίως σε θέσεις με μάρμαρα. (Διάγραμμα 27)



Διάγραμμα 27: Συχνότητες εμφάνισης άλλων ειδών με βάσει την γεωλογική κατηγορία. 1 : Λίμνη, 2 : Προσχωματικές αποθέσεις, 3 : Κορήματα, 4 : Μάργες, 5 : Μάρμαρα, 6 : Σχιστόλιθοι

7.6 ΑΝΑΛΥΣΕΙΣ ΕΞΑΡΤΗΣΗΣ

Όπως φαίνεται και στον παρακάτω πίνακα, η άρκευθος παρουσιάζει σημαντική εξάρτηση από το γεωλογικό υπόβαθρο. Αυτό υποστηρίζεται από την μηδενική της συχνότητα στις κατηγορίες που αφορούν μάργες και σχιστόλιθους, ενώ το 100% των σημείων του είδους εμφανίζεται σε μάρμαρα (πίνακας 11). Οι πίνακες περιλαμβάνουν μόνο σημεία που υπάγονται στην κατηγορία φυσικής βλάστησης και περιορίζονται στους γεωλογικούς σχηματισμούς με επαρκή εκπροσώπηση στο δείγμα. Η ύπαρξη μηδενικών συχνοτήτων καθιστά μη ασφαλή τον έλεγχο χ^2.

Πίνακας 11: Συχνότητες (N) Αρκεύθου και υπολοίπων ειδών ανά Γεωλογική κατηγορία

	Γεωλογία			Σύνολο
	Μάργες	Μάρμαρα	Σχιστόλιθοι	
Λοιπά είδη	11	41	29	81
Άρκευθος	0	35	0	35
Σύνολο	11	76	29	116

Καθώς ο έλεγχος χ^2 δεν είναι ευσταθής, συγχωνεύτηκαν οι μάργες και οι σχιστόλιθοι σε μία κοινή κατηγορία, φτιάχνοντας έτσι ένα πίνακα 2 X 2 (πίνακας 12). Το Fischer test που χρησιμοποιείται στους πίνακες αυτής της μορφής εμφάνισε στατιστικά σημαντική εξάρτηση ($p<0,001$).

Πίνακας 12 : Συχνότητες (N) αρκεύθου και υπολοίπων ειδών αναφορικά με την ύπαρξη/ μη ύπαρξη Μαρμάρου ως γεωλογικό υπόστρωμα

	Όχι Μάρμαρα	Μάρμαρα	Σύνολο
Λοιπά είδη	40	41	81
Άρκευθος	0	35	35
Σύνολο	40	76	116

Στον παρακάτω πίνακα, φαίνεται η σχέση των γεωλογικών κατηγοριών με την φυσική βλάστηση που αφορά είτε κυριαρχία πεύκου είτε των υπόλοιπων ειδών. Αναφορικά με τις μάργες η πιθανότητα του πεύκου είναι ίση με 7/11 και στους σχιστόλιθους ίση με 18/29. Στα μάρμαρα η πιθανότητα είναι μικρή σε σχέση με τα υπόλοιπα γεωλογικά υποστρώματα και είναι ίση με 19/76. Η πιθανότητα εμφάνισης των υπολοίπων ειδών είναι 57/76, τα μάρμαρα κυρίως έχουν άλλα είδη εκτός του πεύκου.

Πίνακας 13: Συχνότητες (N) Πεύκου και Υπόλοιπων ειδών ανά γεωλογική κατηγορία

	Γεωλογία			Σύνολο
	Μάργες	Μάρμαρα	Σχιστόλιθοι	
Πεύκο	7	19	18	44
Λοιπά είδη	4	57	11	72
Σύνολο	11	76	29	116

Όπως φαίνεται και στον παραπάνω πίνακα, η εμφάνιση κυριαρχίας του πεύκου σε συστάδες φυσικής βλάστησης παρουσιάζει εξάρτηση από το γεωλογικό υπόβαθρο. Αυτό υποστηρίζεται από την μικρή του συχνότητα στις κατηγορίες που αφορούν μάρμαρα. Η κυριαρχία του Πεύκου εξαρτάται αρνητικά από την ύπαρξη μαρμάρων. Σύμφωνα με τον έλεγχο χ^2 έχουμε στατιστικά σημαντική εξάρτηση καθώς $p<0,001$.

7.7 ΑΝΑΛΥΣΗ ΠΑΛΙΝΔΡΟΜΗΣΗΣ

Η πιθανότητα της κυριαρχίας της Αρκεύθου αναλύθηκε ως συνάρτηση του υψομέτρου. Ωστόσο, η ανάλυση αυτή περιορίζεται στις περιοχές όπου υπάρχουν μάρμαρα. Οι υπόλοιπες κατηγορίες δεν συμπεριλήφθηκαν καθώς λόγω της ύπαρξης αποκλειστικά μηδενικών συχνοτήτων δημιουργείται πρόβλημα ισορροπίας στο μοντέλο. Επίσης λόγω μικρών συχνοτήτων σε υψόμετρα άνω των 500 μέτρων δεν συμπεριλήφθηκαν οι αντίστοιχες υψομετρικές κλάσεις. Δοκιμές έγιναν και σε μοντέλα με την τετραγωνική ρίζα και το λογάριθμο του υψομέτρου και εν τέλει καταλήξαμε στο μοντέλο με τις μη τροποποιημένες τιμές, το οποίο εμφάνισε την καλύτερη συμπεριφορά.

Όπως φαίνεται στον πίνακα 14 με τα ποσοστά ορθής ταξινόμησης (δηλ. πιθανότητα εμφάνισης της παρατηρούμενης κάλυψης > 50%), όπου οι γραμμές είναι οι παρατηρημένα και οι στήλες τα αναμενόμενα, ότι δεν κυριαρχείται από άρκευθο δηλαδή 35 σημεία σύνολο προβλέφθηκαν ορθά σε 27 περιπτώσεις και λανθασμένα σε 8 που αντιστοιχεί σε ποσοστό ορθής ταξινόμησης 77,1%. Αναφορικά με τα 28 παρατηρηθέντα σημεία κυριαρχίας αρκεύθου έχουμε 21 περιπτώσεις ορθής πρόβλεψης και 7 λανθασμένης, δηλαδή ποσοστό ορθής ταξινόμησης 75%. Το συνολικό ποσοστό ορθής ταξινόμησης και για τις δύο κατηγορίες είναι 76,2%.

Πίνακας 14: Ορθή ταξινόμηση Αρκεύθου

Παρατηρούμενα	Προβλεπόμενα		Ποσοστό ορθής ταξινόμησης
	Όχι άρκευθος	Άρκευθος	
Όχι άρκευθος	27	8	77,1
άρκευθος	7	21	75,0
Overall Percentage			76,2

Σύμφωνα με το τέστ Hosmer and lemesow το μοντέλο είναι αληθές καθώς p = 0,346 > 0,05.

Πίνακας 15 : Τέστ Hosmer και lemesow

Chi-square	df	Sig.
8,951	8	0,346

Υπάρχει αρνητική συσχέτιση με το υψόμετρο όπως φαίνεται από το συντελεστή B = -0,008. Ακόμα, P = 0,001 < 0,05 και κατά συνέπεια ο συντελεστής είναι στατιστικά σημαντικός (πίνακας 16).

Πίνακας 16: Σχέση αρκεύθου με το υψόμετρο

	B	S.E.	Wald	Df	Sig.	Exp(B)
Υψόμετρο	-0,008	0,002	10,310	1	0,001	0,992
Σταθερά	1,326	0,537	6,109	1	0,013	3,766

Η πιθανότητα της κυριαρχίας του Πεύκου αναλύθηκε ως συνάρτηση του υψομέτρου και της γεωλογίας. Ωστόσο, η ανάλυση αυτή περιορίζεται σε υψόμετρα μέχρι 500 μέτρων λόγω μικρών συχνοτήτων στα μεγαλύτερα υψόμετρα.

Όπως φαίνεται και στον πίνακα με τα ποσοστά ορθής ταξινόμησης, όπου οι γραμμές είναι τα παρατηρημένα και οι στήλες τα αναμενόμενα, ότι δεν αφορά πεύκο δηλαδή σε 72 σημεία σύνολο το μοντέλο δίνει ορθή πρόβλεψη σε 57 περιπτώσεις που δεν αφορά πεύκο και λανθασμένη σε 15, δηλαδή 79,2% ορθή ταξινόμηση. Αναφορικά με τα 41 παρατηρηθέντα σημεία πεύκου έχουμε ορθή πρόβλεψη σε 22 και λανθασμένης σε 19, ποσοστό ορθής ταξινόμησης 53,7%. Το συνολικό ποσοστό ορθής ταξινόμησης και για τις δύο κατηγορίες είναι 69,9% (πίνακας 17).

Πίνακας 17 : Ορθή ταξινόμηση Πεύκου

Παρατηρούμενα	Προβλεπόμενα		Ποσοστό ορθής ταξινόμησης
	Πεύκο	Όχι Πεύκο	
Πεύκο	22	19	53,7
Όχι Πεύκο	15	57	79,2
Overall Percentage			69,9

Αναφορικά με τις μεταβλητές και τη στατιστικά σημαντική σχέση, το υψόμετρο δεν φαίνεται να έχει επηρεάζει την πιθανότητα κυριαρχίας του πεύκου (πίνακας 18).

Πίνακας 18: Σχέσεις Πεύκου με τους παράγοντες γεωλογίας και υψομέτρου

	B	S.E.	Wald	Df	Sig.	Exp(B)
Γεωλογία			12,059	2	0,002	
Γεωλογία(1)	-0,250	0,742	0,113	1	0,737	0,779
Γεωλογία(2)	1,410	0,478	8,690	1	0,003	4,095
Υψόμετρο	0,000	0,001	0,001	1	0,971	1,000
Σταθερά	-0,322	0,519	0,385	1	0,535	0,725

Οι συντελεστές συσχέτισης της γεωλογίας ερμηνεύονται ως απουσία στατιστικά σημαντικής διαφοράς της πιθανότητας κυριαρχίας του πεύκου μεταξύ των κατηγοριών 'σχιστόλιθοι' και 'μάργες', ενώ η δεύτερη κατηγορία 'μάρμαρα΄ εμφανίζει στατιστικά σημαντική διαφορά στην ίδια πιθανότητα, όπως είχε δείξει και το τεστ χ^2.

Σύμφωνα με το τέστ Hosmer and Lemesow αν χρησιμοποιήσουμε μόνο το υψόμετρο δεν βγαίνει σχέση στατιστικά σημαντική αλλά κυρίως δε προκύπτει αξιόπιστο μοντέλο (πίνακας 19).

Πίνακας 19: Τέστ Hosmer και Lemesow

Chi-square	df	Sig.
20,961	8	0,007

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΟΓΔΟΟ

8.1 ΣΥΖΗΤΗΣΗ – ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Τα οικοσυστήματα Πεύκου – Αρκεύθου στη Β. Αμερική είναι μια ομάδα πολλών διαφορετικών ειδών που κατανέμεται σε διαφορετικά κλιματικά και τοπογραφικά περιβάλλοντα., όπου κάθε είδος παρουσιάζει μια μοναδική ιστορία και ποικιλία περιβαλλοντικών αντοχών. Οι δασώδεις περιοχές με πεύκα και αρκεύθους αποτελούν ένα φαινόμενο κλίμακας τοπίου, το καθεστώς της διαδοχής και των συναφών κοινοτήτων είναι το αποτέλεσμα πολύπλοκων αλληλεπιδράσεων της τοπογραφίας, των εδαφών, των περιβαλλοντικών συνθηκών, της προηγούμενης συμπεριφοράς της διαταραχής, και του πώς οι διαδικασίες διαδοχής λειτούργησαν μέσα στο χρόνο. Στην περιοχή μελέτης μας, τόσο περιβαλλοντικοί (κλίμα γεωλογία, κλίση κτλ), όσο και ανθρωπογενείς παρεμβάσεις (βόσκηση, πυρκαγιά) φαίνεται να επηρεάζουν τη δομή και τη σύνθεση των κοινοτήτων. Στην Βόρεια Αμερική, τα δάση Πεύκου – Αρκεύθου υπάρχουν προβλήματα που σχετίζονται με την επέκταση της εν λόγω βλάστησης εις βάρος άλλων τύπων και έγκειται ανάγκη διαχείρισης. Στην Περιοχή μελέτης μας η κατάσταση είναι τελείως διαφορετική, οι συχνές διαταραχές που λαμβάνουν χώρα στο τοπίο όπως επίσης η έλλειψη μηχανισμών ανάκαμψης και αργή και ακανόνιστη αναπαραγωγική συμπεριφορά της αρκεύθου, απαιτούν την ανάγκη διαχείρισης. Επομένως παρά την επιφανειακή ομοιότητα δεν προκύπτουν ουσιαστικές αναλογίες.

Σημαντική διαφορά ανάμεσα στα δύο είδη που μελετήθηκαν είναι η απόκρισή τους στη φωτιά. Η *P. halepensis* εμφανίζεται ως πυρόφυτο με μηχανισμούς προσαρμογής, ενώ η *J. phoenicea* εμφανίζεται ως είδος ευαίσθητο στη φωτιά.. Η *P. halepensis* αναπτύσσεται σε μέτρια και χαμηλής παραγωγικότητας ενδιαιτήματα και εκμεταλλεύεται τα ανοιχτά περιβάλλοντα που δημιουργούνται από περιορισμό της ανάπτυξης της βλάστησης ή από διαταραχή (συγκεκριμένα από φωτιά) (Keeley and Zedler, 1998). Απουσία φωτιάς, τα δάση *P. halepensis* είναι γνωστό ότι εξαπλώνεται σε εγκαταλελειμμένους αγρούς και σε πρόσφατα κενά ενδιαιτήματα που δημιουργούνται από τις διαταραχές (Quezel, 2000; Richardson, 2000). Αντίθετα, λόγω της ευαισθησίας της *J. phoenicea.* στη φωτιά καθώς δεν παρουσιάζει ικανότητα αναβλάστησης ή μαζικής φύτρωσης μετά από αυτή, αυτό το είδος

περιορίζεται σε περιοχές όπου η φωτιά είναι ασυνήθιστη, όπως σε βραχώδεις προεξοχές ή αμμόλοφους ή παραθαλάσσιες βουνοπλαγιές αλλά και σε λίγο μεγαλύτερα υψόμετρα (με ψυχρότερες ή υγρότερες συνθήκες και με χαμηλότερη συχνότητα φωτιάς). Επίσης μπορεί να είναι άφθονο είδος σε θαμνότοπους και δάση τα οποία δεν έχουν καεί για αρκετό διάστημα (Riera and Castell, 1997).

Η περιοχή της Βορειοανατολικής Αττικής καλλιεργείται ευρέως και είναι μία από τις κυριότερες περιοχές παραγωγής λαχανικών στην ευρύτερη Αττική. Υπάρχουν επίσης αρκετές εκτάσεις που αφορούν πρώην καλλιέργειες και εκτάσεις που έχουν υποστεί κάποιου είδους ανθρωπογενή παρέμβαση/ εκχέρσωση. Σε πολλές περιπτώσεις στον ευρύτερο ελληνικό χώρο εγκαταλελειμμένα χωράφια χρησιμοοιούνται ως βοσκότοποι (Kosmas *et al*., 2000). Η βόσκηση επηρεάζει τη διαδοχή της βλάστησης με αντιφατικούς τρόπους. Συχνά μπορεί να αντιστρέψει την κατεύθυνση της διαδοχής (Giourga *et al*., 1998) ή να καθυστερήσει την μετάβαση μεταξύ των κοινοτήτων της βλάστησης, κυρίως επειδή αναστέλλεται η ανάπτυξη της ξυλώδους βλάστησης (Carmel και Kadmon, 1999). Από την άλλη πλευρά, η βόσκηση μπορεί να διευκολύνει την εισβολή θάμνων (Litav *et al*., 1963).

Ενδεικτικά στη Σίφνο, η χαμηλής έντασης βόσκηση έχει διευκολύνει την κυριαρχία των ξυλωδών ειδών που οδηγούν στη δημιουργία μακίας βλάστησης που κυριαρχείται από *J. phoenicea* και χαμηλή κάλυψη των ποωδών ειδών. Αντίθετα, όταν υψηλής έντασης βόσκηση λαμβάνει χώρα, η ανάπτυξη της μακίας βλάστησης αναστέλλεται. Αν και τοπογραφικές παράγοντες όπως το υψόμετρο και η κλίση έχουν ισχυρή επίδραση στη δυναμική της βλάστησης (Carmel και Kadmon, 1999, Bonet, 2004), στη Σίφνο, παρά το έντονο ανάγλυφο, κανένας από αυτούς τους παράγοντες δείχνει καμία σημαντική επίδραση στην διαδοχή της βλάστησης. Αυτό υποστηρίζει την υπόθεση των Kadmon και Harari-Kremer (1999) ότι κάτω από συνθήκες υψηλής διαταραχής (όπως η βόσκηση) οι επιπτώσεις της τοπογραφίας μειώνονται.

Η παρούσα μελέτη των περιβαλλοντικών παραγόντων των δύο κωνοφόρων *J. phoenicea* και *P. halepensis* έδειξε τις διαφορές που υπήρχαν όσον αφορά τις εδαφικές και τοπογραφικές συνθήκες που ευνοούν την κυριαρχία του κάθε είδους. Όσον αφορά το υψόμετρο, η άρκευθος εμφανίζεται ως επί το πλείστο σε υψόμετρα μέχρι 300 μέτρα. Το μεγαλύτερο ποσοστό εμφάνισης αφορά μέχρι τα 200 μέτρα. Αναφορικά με το πεύκο εμφανίζεται σε όλες τις υψομετρικές κλάσεις, με το 50 %

κυρίως να συγκεντρώνεται στα 200 – 400 μέτρα. Η κυριαρχία του Πεύκου φαίνεται ανεξάρτητη από τον παράγοντα του υψομέτρου. Στην περιοχή μελέτης, στα χαμηλότερα υψόμετρα η κυριαρχία της *J. phoenicea* αυξάνεται και μειώνεται όσο το υψόμετρο αυξάνεται. Στις χαμηλότερες παραθαλάσσιες περιοχές, η εμφάνιση συστάδων *J. phoenicea* είναι συχνότερη από την εμφάνιση συστάδων *P. halepensis*. Όσο απομακρυνόμαστε από τη θάλασσα, παρατηρείται μίξη των δύο ειδών.

Αναφορικά με το γεωλογικό υπόστρωμα, παρατηρούνται σημαντικές διαφορές όσον αφορά τα υπό μελέτη είδη. Η παρουσία της *J. phoenicea* εξαρτάται αποκλειστικά απο μάρμαρα (Μάρμαρα Αγίας Μαρίνας, Μάρμαρα Μαραθώνα). Ενώ η παρουσία της *P. halepensis* υπάρχει σε όλα τα γεωλογικά υποστρώματα. Η συχνότητα εμφάνισής της *P. halepensis* ευνοείται στους γεωλογικούς σχηματισμούς όπου δεν υπάρχει παρουσία της *J. phoenicea*, ενώ είναι πολύ λιγότερη όταν αφορά περιοχές με μάρμαρα. Σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία, η *J. phoenicea* προτιμά εδάφη αλκαλικά και ουδέτερα (Τσιτσώνη, 1991). Από την άλλη μεριά, η παρουσία της *P. halepensis* μπορεί να θεωρηθεί αδιάφορη ως προς το υπόστρωμα. Παρόλα αυτά, προτιμά εδάφη μέσης σύστασης, μαλακά και βαθιά, στην ανατολική Μεσόγειο ευδοκιμεί κυρίως στην ελαφρά χρωματισμένα ασβεστολιθικά εδάφη rendzina ((GCEP), 1998,. Schiller *et al*., 1986, Zohary, 1966). Έχοντας μεγάλη ικανότητα προσαρμογής, αναπτύσσεται και σε περιβάλλοντα με δυσμενείς εδαφικές συνθήκες (Αραμπατζής, 1998). Σύμφωνα με τον Μπρόφα (1998) σε βαθμίδες λατομείου ασβεστόλιθου στην περιοχή κοινότητας Δράκειας του νομού Μαγνησίας από την εκτίμηση των στοιχείων προέκυψε ότι το ελάχιστο βάθος εδάφους για την επιβίωση της *P. halepensis*, στις συγκεκριμένες συνθήκες, ανέρχεται στα 30 cm και το αντίστοιχο, για καλύτερη αύξηση, στα 40 cm. Φαίνεται επίσης ότι τα φυτάρια της *P. halepensis* δεν αντέχουν στον ανταγωνισμό με τα άλλα είδη της βλάστησης, διότι εγκαθίστανται συνήθως σε γυμνό έδαφος (π.χ. μετά από φωτιά) και όχι σε στενή επαφή με άλλα είδη του υπορόφου (Radoglou, 1999).

Τα ενδιαιτήματα με αρκεύθους είναι ανεκτικά όσον αφορά τα όξινα και αλκαλικά εδάφη από ασβεστολιθικά, μεταμορφικά και πυριγενή πετρώματα. Ωστόσο προτιμούνται ασβεστολιθικά γεωλογικά υποστρώματα, που χαρακτηρίζονται από συμπαγή/συνεκτικά, λεπτά εδάφη. Αυτά μπορεί να είναι είτε νέα εδάφη είτε παλαιότερα διαβρωμένα εδάφη με τους βράχους τους να εξέχουν, καλύπτουν συνήθως τις βραχώδεις και απότομες πλαγιές που βρίσκονται κοντά στις

παράκτιες περιοχές και στην ενδοχώρα (Calaciura and Spinelli, 2008). Αυτά τα ενδιαιτήματα περιλαμβάνουν τις παράκτιες βραχώδεις πλαγιές, τις απότομες πλαγιές, τις ρωγμές/σχισμές, τις περιοχές που εκτίθενται μόνιμα στους ανέμους της θάλασσας και μερικές φορές τις σφοδρές χειμερινές θύελλες που ακολουθούνται από μεγάλης ένταση ξηρασία, κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού. Επίσης η παρουσία και αφθονία της *J. phoenicea* είναι συνδεδεμένη με τις θαλάσσιες επιδράσεις στην Αργολίδα, Αττική και Εύβοια, με μία προτίμηση επί ορισμένων εδαφών μεταμορφικού ασβεστόλιθου, γενικά έντονα διαβρωμένα ή σκελετικά ή ακόμη περιορίζεται σε βραχώδεις πλαγιές με απότομη κλίση (Debazac & Mavrommatis, 1971), διαπίστωση που επιβεβαιώνεται και από αυτή την εργασία.

Η *J. phoenicea* μπορεί να μεγαλώσει σε επιφανειακά (αβαθή) και βραχώδη εδάφη και κυρίαρχοι εδαφικοί τύποι είναι κόκκινα μεσογειακά και καφέ ασβεστολιθικά δασικά εδάφη. Στη νότια Ανατολία, τα δάση *J. phoenicea* αναπτύσσονται σε ασβεστολιθικά εδάφη τα οποία έχουν επαρκές βάθος και υγρασία, που εμφανίζονται ως ευνοϊκές θέσεις (Danin, 1978), παράλληλα ο McAuliffe (2003) διαπιστώνει ότι οι περιοχές με ρηχούς αργιλικούς ορίζοντες (που αναστέλλουν τη διείσδυση και βαθιά αποθήκευση νερού) ευνοούν τα ξυλώδη είδη.

Σε ένα οικοσύστημα με παρόμοιο γεωλογικό υπόβαθρο στο νησί της Σύρου, οι θαμνότοποι παρουσιάζουν αύξηση σε απότομες πλαγιές με μάρμαρα και περιορισμένη επέκταση σε σχιστολιθικά πετρώματα. Τα φρύγανα μειώνονται σε μεγάλο βαθμό εκεί όπου κυριαρχούν μάρμαρα, αλλά είναι αρκετά σταθερή η ύπαρξη τους σε σχιστολιθικά πετρώματα (Detsis *et al*, 2010). Σε ακόμα μια μελέτη στη Σίφνο, οι τοποθεσίες που αφορούν μάρμαρα ως επί το πλείστον καταλαμβάνονται από αειθαλείς θάμνους, με εξαίρεση τις τοποθεσίες που αφορούν γλαυκοφανιτικούς σχιστόλιθους (Tzanopoulos *et al*., 2005). Αντίθετα, στην περιοχή μελέτης μας η εν λόγω βλάστηση αφορά κυρίως μάρμαρα ενώ στις Κυκλάδες εμφανίζεται ως κυρίαρχο είδος σε πολλούς τύπους σχιστολίθων.

8.2 ΕΡΕΥΝΗΤΙΚΕΣ ΥΠΟΘΕΣΕΙΣ

Αναφορικά με τις ερευνητικές υποθέσεις:

Πρώτη ερευνητική υπόθεση ‘Η κυριαρχία του Πεύκου επηρεάζεται από τη γεωλογία’

Η συγκεκριμένη ερευνητική υπόθεση επιβεβαιώνεται, εφόσον σύμφωνα με τα αποτελέσματα η κυριαρχία του Πεύκου εξαρτάται από το γεωλογικό υπόβαθρο. Αυτό υποστηρίζεται από την μικρή του συχνότητα στις κατηγορίες που αφορούν μάρμαρα

Δεύτερη ερευνητική υπόθεση ‘Η κυριαρχία του Πεύκου επηρεάζεται από το υψόμετρο’

Η συγκεκριμένη ερευνητική υπόθεση δεν επιβεβαιώνεται, καθώς δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική σχέση και έτσι το υψόμετρο δεν φαίνεται να έχει επηρεάζει την πιθανότητα κυριαρχίας του πεύκου

Τρίτη ερευνητική υπόθεση ‘Η κυριαρχία της Αρκεύθου εξαρτάται από το γεωλογικό υπόστρωμα’

Η συγκεκριμένη ερευνητική υπόθεση, επιβεβαιώνεται δεδομένου ότι τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η άρκευθος παρουσιάζει σημαντική εξάρτηση από το γεωλογικό υπόβαθρο. Αυτό υποστηρίζεται από την μηδενική της εμφάνιση στις κατηγορίες που αφορούν μάργες και σχιστόλιθους, ενώ το 100% του συνόλου των δειγματοληπτικών σημείων του είδους εμφανίζεται σε μάρμαρα.

Τέταρτη ερευνητική υπόθεση ‘Η κυριαρχία της Αρκεύθου εξαρτάται από το υψόμετρο’

Η συγκεκριμένη ερευνητική υπόθεση, επιβεβαιώνεται καθώς τα αποτελέσματα δείχνουν στατιστικά σημαντική σχέση αναφορικά με το υψόμετρο και η κυριαρχία της αρκεύθου τείνει να μειώνεται με την αύξηση του υψομέτρου.

Τέλος περαιτέρω έρευνα θα μπορούσε να πραγματοποιηθεί:

α) στη δενδροχρονολόγηση καθώς μπορεί να μας δώσει πολύτιμες πληροφορίες για τη δημογραφία των μελετούμενων ειδών και σε σχέση με τις κλιματικές συνθήκες του παρελθόντος.

β) στη σχέση μεταξύ της *P. halepensis* και της *J. phoenicea* και τους περιβαλλοντικούς παράγοντες που αφορούν στην βροχόπτωση, υγρασία, έκθεση και την απόσταση από τη θάλασσα.

γ) στις σχέσεις με την γειτονική βλάστηση όσον αφορά τον ανταγωνισμό για διαθέσιμους πόρους

Οι παραπάνω ερευνητικές κατευθύνσεις θα μπορούσαν να φωτίσουν τους μηχανισμούς που διαμορφώνουν τα πρότυπα που παρατηρήθηκαν σε αυτή την εργασία.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

ΞΕΝΟΓΛΩΣΣΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Abd El-Wahab, R.H., Zaghloul, M.S., Kamel, W.M., Moustafa, A.A. (2008). Diversity and distribution of medicinal plants in North Sinai, Egypt. Afr. J. Environ. Sci. Technol. 2, 157–171.

Abrams, M.D. and Mostoller, S.A. (1995). Gas exchange, leaf structure and nitrogen in contrasting successional tree species growing in open and understory sites during a drought. Tree Physiol. 15:361–370.

Acherar, M., Lepart, J., Debussche, M. (1984). Colonization of old fields by Aleppo pine (Pinus halepensis) in the Mediterranean Languedoc. Acta Oecologica, Oecologia Plantarum, 5(2):179-189.

Adams, R.P. (2004). Junipers of the world: The genus Juniperus. Trafford, Vancouver.

Adams, R.P., Pandey, N., Rezzi, S., Casanova, J. (2002). Geographic variation in the random amplified polymorphic DNAs (RAPDs) of Juniperus phoenicea, J.p. var. canariensis, J.p. subsp. eumediterranea, and J.p. var. turbinata. Biochem. Syst. Ecol. 30: 223 -229.

Al-Ramamneh, E. (1998). Influence of seed treatments on germination of Tilia argentea and its propagation by stem cuttings. Master Thesis, University of Jordan, Jordan

Allen, C.D., Breshears, D.D. (1998). Drought induced shifts of a forest-woodland ecotone: rapid landscape response to climate variation. Proc Natl Acad Sci USA 95:14839–42.

Amaral Franco, J. (1986). Juniperus L. In : Flora iberica. Castroviejo s., Lainz M., Lopez Gonzalez G., Montserrat P., Munoz Garmendia F., Paiva J., Villar L. (eds) Real Jardin Botanico, CSIC, Madrid, Vol 1, pp. 181 – 188

Amer, M.M.A., Wasif, MM., Abo-Aytta, AM. (1994). Chemical and biological evaluation of Juniperus phoenicea as a hypoglycaemic agent. J. Agric. Res. 21: 1077-1091.

Angell, F.R and Miller, R.F. (1994). Simulation of leaf conductance and transpiration in Juniperus occidentalis. Forest Science 40: 5 – 17

Anon. (1998). Skogsstatistisk årsbok (Statistical yearbook of forestry). Sveriges officiella statistik, National Board of Forestry, Jönköping, 347 pp.

Anttonen, S., Kittilä, M., Kärenlampi, L (1998). Impacts of ozone on Aleppo pine needles: visible symptoms, starch concentrations and stomatal responses. Chemosphere, 36(4/5):663-668.

Archer, S. (1994). Woody plant encroachment into southwestern grasslands and savannas: rates, patterns and approximate causes. In: Vavra M, Laycock W, Pieper R, Eds. Ecological implications of livestock herbivory in the west. Denver, CO: Society for Range Management. p 13–68.

Arista, M., Ortiz, P.L., Talavera, S.(1997). Reproductive isolation of two sympatric subspecies of Juniperus phoenicea (Cupressaceae) in southern Spain. Plant Syst. Evol. 208: 225-237.

Asner, G.P., Archer, S., Hughes, R.F. (2003). Net changes in regional woody vegetation cover and carbon storage in Texas Drylands, 1937–1999. Glob Change Biol 9:316–35.
Asano, T. (1991). Planning and implementation of water reuse. Water Science and Technology 24, 1–10. Association of Official Analytical Chemists (AOAC), 1990. Official Method of Analysis, 15th ed. Arlington, AV.

Atherden, M., Hall, J., Wright, J.C. (1993). A pollen diagram from the northeast Peloponnese Greece: implications for vegetation history and archaeology. The Holocene 3, 351–356

Baeteman, C. (1985). Late Holocene geology of the Marathon plain (Greece). Journal of Coastal Research 1, 173–185.

Bahari, Z.A., Pallardy, S.G. and Parker W.C.(1985). Photosynthesis, water relations, and drought adaptation in six woody species of oak -hickory forests in central Missouri. For. Sci. 31:55 7-569.

Baker, W.L., Shinneman, D.J. (2004). Fire and restoration of pinon–juniper woodlands in the western United States: a review. Forest Ecology and Management 189, 1–21.

Balda, Russell, P.(1987). Avian impacts on pinyon-juniper woodlands. In: Everett, R. L., compiler. Proceedings, Pinyon-juniper conference; 1986 January 13-16; Reno, NY. Gen. Tech. Rep. INT-215. Ogden, UT: US. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station: 525-533.

Barbéro, M., Loisel, R., Quezel, P., Richardson, D.M., Romane, F. (1998). Pines of the Mediterranean Basin. In: Richardson, D.M. ed., Ecology and biogeography of Pinus. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 153-170.

Barger, N.N. Adams, H.D., Woodhouse, C.(2009). Influence of livestock grazing and climate on pinyon pine (Pinus edulis) dynamics. Range Ecol Manag 62:531–9

Bates, J. (1996). Understory plant succession, nitrogen cycling and soil water availability following clear cutting of western juniper (Juniperus occidentalis). M.S. Thesis, Oregon State University, Corvallis, OR

Bates, J., Miller, R.F. and Svejcar, T.S. (2000). Understory dynamics in cut and uncut western juniper woodlands. Journal for Range Management 53:119–126

Bates, J.D., Svejcar, T.J. and Miller, R.F.(2002). Effects of juniper cutting on nitrogen mineralization. Journal of Arid Environments 51:221–234.

Betancourt, J.L. (1987). Paleoecology of pinyon-juniper woodlands. In: Everett, R.L. ed. Proceedings--pinyon-juniper conference. USDA, Forest Service, GTR-INT-215, p. 129-139.

Betancourt, J.L., Pierson, E.A., Rylander, K.A. (1993) Fairchild-Parks, James A.; Dean, Jeffrey S. Influence of history and climate on New Mexico pinon-juniper woodlands. In: Aldon, E.F.; Shaw, D.W., tech. coords. Managing pinon-juniper ecosystems for sustainability and social needs (1993) April 26-30; Santa Fe, NM. Gen. Tech. Rep. RM-236. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 42-62.

Binggeli, P.(1999). Invasive woody plants.

Blank, R.R., Allen, F. and Young, J.A. (1994). Extractable anions in soils following wildfire in a sagebrush-grass community. Soil Science Society of America Journal 58:564–570

Brackley, G. K. (1987). SCS inventory and classification procedures. In: R. L. Everett (comp.), Proceedings of the Pinyon-Juniper Conference; 13-16 January 1986; Reno, NV. General Technical Report GTR-INT-215. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. p 231-235

Brown, D.E. (1982). Great Basin conifer woodland. Desert Plants. 4: 52-57.

Bond, W. (1983) On alpha diversity and the richness of the Cape Flora: a study in southern Cape fynbos. Mediterranean-type ecosystems. The role of nutrients (ed. by F. J. Kruger, D. T. Mitchell and J. U. M. Jarvis), pp. 337-356. Springer, Berlin

Bonet, A. (2004). Secondary succession of semi-arid Mediterranean oldfields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. J. Arid Environ. 56, 213–233

Boratyński, A., Lewandowski, A., Boratyńska, K., Montserrat, J.M., Romo, A. (2009) High level of genetic differentiation of Juniperus phoenicea (Cupressaceae) in the Mediterranean region: geographic implications. Plant Syst Evol 277:163–172

Bottema, S. (1974). Late Quaternary vegetation history of Northwestern Greece. Ph.D. thesis, Rijksuniversiteit te Groningen

Bottema, S., Woldring, H. (1990). Anthropogenic indicators in the pollen record of the Eastern Mediterranean. In: Bottema, S., Entjes-Nieborg, G., van Zeist, W. (Eds.), Man's role in the Shaping of the Eastern Mediterranean landscape. Balkema, Rotterdam, pp. 231–264

Breshears, D.D., Whicker, J.J, Zou, C.B (2009). A conceptual framework for dryland aeolian sediment transport along the grassland–forest continuum: effects of woody plant canopy cover and disturbance. Geomorphology 105:28–38.

Breshears, D.D., Cobb, N.S., Rich, P.M. (2005). Regional vegetation die-off in response to global-change type drought. Proc Natl Acad Sci USA 102:15144–8.

Brunelle, A., Minckley, T.A., Lips, E., Burnett, P. (2013). A record of Lateglacial/Holocene environmental change from a high-elevation site in the Intermountain West, USA. Journal of Quaternary Science 28, 103–112

Burrough, P.A. (1992) Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessement, Clarendon Press , Oxford 194 pp.

Burrough, P.A., and McDonell, A. (2000) Principles of Geographical Information Systems, Oxford University Press, New York 333 pp.

Burkhardt, J.W., Tisdale, E.W. (1976). Causes of juniper invasion in southwestern Idaho. Ecology 57, 472 – 484.

Calamassi, R., Strati, S., Paoletti, E. (1999). Frost hardening in Aleppo pine. In: Proceedings, MEDPINE. International Workshop on Mediterranean Pines. Oranim, Israel: Department of Biology, University of Haifa

Calaciura, B. and Spinelli, O. (2008). Management of Natura 2000 habitats. 5210 Arborescent matorral with Juniperus spp. European Commission1-29.

Carmel, Y., Kadmon, R. (1999). Effects of grazing and topography on longterm vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. Plant Ecol. 145, 243–254

Castell, C., Terradas J, and Tenhunen, J.D. (1994). Water relations, gas exchange, and growth of resprouts and mature plant shoots of Arbutus unedo L. and Quercus ilex L. Oecologia 98: 201 – 211.

Chambers, J.C. (2001). Pinus monophylla establishment in an expanding Pinus – Juniperus woodland: environmental conditions, facilitation and interacting factors. J. Veg. Sci. 12, 27–40.

Chambers, J.C., Vander Wall S.B, and Schupp, E.W.(1999). Seed and seedling ecology of piñon and juniper species in the pygmy woodlands of western North America. Botanical Review 65:1 – 38.

Charco, J. (2001) Guía de los árboles y arbustos del norte de África. Agencia Española de Cooperación Internacional, Madrid, 671

Chen, G., Wang, Y., Zhao, C., Korpelainen, H., Li, C. (2008) Genetic diversity of Hippophaë rhamnoides populations at varying altitudes in the Wolong Natural Reserve of China as revealed by ISSR markers. Silvae Genet 57:29–36

Chien, C.T, Kuo-Huang, L.L., Piaolin, T. (1998). Changes in ultrastructure and abscisic acid level, and response to applied gibberellins in Taxus mairei seeds treated with warm and cold stratification. Ann. Bot. 81: 41-47.

Colwell, R.N. (Ed.) (1983). Manual of Remote Sensing, 2nd Ed., Falls Church: ASP&RS

Conner., Roger, C., Born, J., David, Green, A.W., O'Brien, R.A. (1990). Forest Resources of Arizona. Res. Bull. INT-69. Ogden, UT: U.S. Department ofAgriculture, ForestService, Intermountain Research Station. 92 p.

Couture, M.D. (1978). Recent and contemporary foraging practices of the Harney Valley Paiute. M.S. Thesis, Portland State University, Portland, OR.

Crawford, C.S. (1986). The role of invertebrates in desert ecosystems. In: Whitford, W.G.,ed. Pattems and Processes in Desert Ecosystems. University of New Mexico Press, Albuquerque, NM: 73-91.

D'Azevedo, L.W. (1986). Handbook of North American Indians: Great Basin Volume 11. Smithsonian Institution, Washington.

Danin, A. (1972). Mediterranean elements in rocks of the Negev and Sinai deserts. Notes R. Bot. Gard. Edinburgh 31, 437–440.

Danin, A. (1978). Plant species diversity and ecological districts of the Sinai desert. Vegetatio 36, 83–93.

Danin, A. (1999). Desert rocks as plant refugia in the Near East. Bot. Rev. 65, 93–170.

Daskalakou, E.N., Thanos, C.A. (1996). Aleppo pine (Pinus halepensis) postfire

regeneration: the role of canopy and soil seed banks. Int. J.Wildland Fire 6, 59–66.

Daskalakou E.N. and Thanos C.A. (2004). Postfire regeneration of Aleppo pine – Density, survival and early growth of Pinus halepensis seddlings, Proceedings 10 th MEDECOS Conference, Rhodes, Greece.

Daskalakou EN, Thanos CA, (2004). Post-fire regeneration of Aleppo pine – the temporal pattern of seedling recruitment. Plant Ecology 171, 81–89.

Davy, A.J., Jeffries, R.L. (1981). Approaches to the monitoring of rare plant populations. In: Synge, H. (Ed.), The Biological Aspects of Rare Plant Conservation. Wiley, Cambridge, pp. 219–232.

Debazac, E.F.and Mavrommatis G. (1971). Les grandes divisions ecologiques de la vegetation forestiere en Grece continetale. Bull. Soc.bot. Fr.118: 429-452.

De Kroon, H., Plaisser, A., van Groenendael, J. (1986). Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. Ecology 67, 1427–1431.

De Laubenfels, D.J. (1953). The external morphology of coniferous leaves. Phytomorphology 3:1 – 17.

Detsis, V., Ntasiopoulou, G., Chalkias, C., and Efthimiou, G. (2010) Recent Insular Mediterranean Landscape Evolution: A Case Study on Syros, Greece, Landscape Research, 35: 3, 361 — 381

Dindal, D.L.(1990). Soil biology guide. John Wiley and Sons, New York. 1349 p.

Dirr, M.A., Heuser, C.W. (1987) The Reference Manual of Woody Plant Propagation: From Seed to Tissue Culture. - Varsity Press, Athens.

Dissanayake, P., George, D.L., Gupta, M.L. (2010). Effect of light, gibberellic acid and abscisic acid on germination of guayule (Parthenium argentatum Gray) seed. Ind. Crop. Prod. 32: 111-117.

Doescher, P.S., Eddleman, L.E and Vaitkus, M.R.(1987). Evaluation of soil nutrients, pH, and organic matter in rangelands dominated by western juniper. Northwest Science 61:97–102.

Douaihy, B., Vendramin, G., Machon, N., Bou-Dagher, K.M. (2011) Genetic diversity and population structure of Juniperus excelsa M. Bieb. in the east Mediterranean region. Ann Bot Plants.

Driscoll, R. S. (1964). A relict area in the central Oregon juniper zone. *Ecology* 45:345-353

Duffy, P.B., Tebaldi, C.(2012). Increasing prevalence of extreme summer temperatures in the U.S. Climatic Change 111, 487–495.

Duke, J. A. (1980). Handbook od medicinal Herbs, p 256, CRC Press, Boca Raton

Dullinger, S., Dirnbock, T., Grabherr, G. (2004). Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invisibility. J Ecol 92:241–52.

Eisenhart, K.S. (2004). Historic range of variability and stand development in piñon-juniper

woodlands of western Colorado. Ph.D. dissertation,University of Colorado, Boulder, CO, USA.

El-Atta, H.A. (1993). The effect of Caryedon serratus Olivier (Col., Bruchidae) on viability and germination of seeds of Acacia nilotica (L. Willd. ex Del.) in the Sudan. Forest Ecol. Manage. 57: 169-177.

El-Bana , M., Shaltout, K., Khalafallah, A., Mosallam , H. (2010). Ecological status of the Mediterranean Juniperus phoenicea L. relicts in the desert mountains of north Sinai, Egypt. Flora, 205: 171-178.

Eddleman, L.E. (1987). Establishment of western juniper in central Oregon. Pp 255–259. InEverett, R.L. (compiler). Proceedings: Piñon Juniper Conference. USDA Forest Service General Technical Report INT-215.

Eddleman, L.E., and P.m. miller. (1992). Potential impacts of western juniper on the hydrologic cycle. p. 176-180. In: Proc.-Symposium on ecology and management of riparian shrub communities. USDA Forest Serv. Gen.Tech. Rep. INT-289.

Edson, J.L., Wenny, D.L., Dumroese, R.K., Leege-Brusven, A. (1996). Mass propagation of rocky mountain juniper from stem cuttings. - Tree Planters' Notes 47: 94-99.

Eisenhart, K.S. (2004). Historic range of variability and stand development in piñon-juniper woodlands of western Colorado. Ph.D. dissertation,University of Colorado, Boulder, CO, USA

Elvira, S., Alonso, R., Castillo, F.J., Gimeno, B.S. (1998). On the response of pigments and antioxidants of Pinus halepensis seedlings to Mediterranean climatic factors and long-term ozone exposure. New Phytologist, 138(3):419-432

Eshel, A., Henig-Sever, N., and Neeman, G. (2000). Spatial variation of seedling distribution in an East Mediterranean woodland atthe beginning of post fire succesion. Plant Ecology, 148,175-182.

Etherington, J.R. (1975) Environment and plant ecology. John Wiley & Sons, London

Evans, R.A. (1988). Management of pinyon- juniper woodlands. Gen. Tech. Rep. INT-249. 25 Ogden, UT: U.s. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 34 p.

Fady, B., Conord, C. (2010) Macroecological patterns of species and genetic diversity in vascular plants of the Mediterranean basin. Diversity Distrib 16:53–64

Fady-Welterlen, B. (2005) Is there really more biodiversity in Mediterranean forest ecosystems? Taxon 54:905–910

Fang, S., Wang, J., Wei, Z., Zhu, Z. (2006). Methods to break seed dormancy in Cyclocasrya paliurus (Batal) Iljinskaja. Sci. Hortic. 110: 305-309.

Farjon, A. (2005) A monograph of Cupressaceae and Sciadopitys. Royal Botanic Gardens, Kew, 643 p

Fisher, M. (1997). Decline in the juniper woodlands of Raydah Reserve in southwestern Saudi Arabia: a response to climate changes?. Global Ecol. Biogeogr. Lett. 6, 379–386.

Fisher, M., Gardner, A.S. (1995). The status and ecology of Juniperus excelsa subsp. Polycarpos from the northern mountains of Oman. Vegetatio 119, 33–51.

Floyd, M.L., Hanna. D.D., Romme, W.H. (2004). Historical and recent fire regimes in pinon-juniper woodlands on Mesa Verde, Colorado, USA. For Ecol Manag 198:269–89.

Floyd, M.L., Clifford, M., Cobb, N.S., Hanna, D., Delph, R., Ford, P., Turner, D. (2009). Relationship of stand characteristics to drought-induced mortality in three Southwestern piñon-juniper woodlands. Ecol. Appl. 19, 1223–1230.

Freeman, D.C., Lovett - Doust, J., El - Keblawy, A., Miglia, K.J., McArthur, D.E. (1997). Sexual specialization and in breeding avoidance in the evolution of dioecy. Bot. Rev. 63, 65–92.

Fritts, H.C., and Wu, X. (1986). A comparison between response - function analysis and other regression techniques. Tree-ring Bulletin 46:31–46.

Fouache, E.(1999). L'alluvionnement historique en Grèce Occidentale et au Péloponnèse. Bulletin de Correspondance Hellénique, École Française d'Athènes, Supplément 35. Éditions De Boccard, Paris.

Furniss, R.L., Carolin, V.M. (1977) Western forest insects (Scolytidae, Platypodidae). Miscellaneous Publications, United States Department of Agriculture, Forest Service No. 1339, pp. 1-654

Gabrelson, I. N., & Jeweit, S.C. (1940). Birds of Oregon. Oregon State College, Corvallis. 650pp.

García, D. (1998). Interaction between juniper Juniperus communis L. and its fruit insects: Pest abundance, fruit characteristics and seed viability. Acta Oecol. 19: 517-525.

Gardner, A.S., Fisher, M. (1996). The distribution and status of the montane juniper woodlands of Oman. J. Biogeogr. 23, 791–803.

Gaussen H., Heywood, V.H., and Chater, A.O (1993). Pinus L. Tutin et al. (eds), Flora Europeaeae, Second Edition, Cambridge University Press, 1, 40-44.

Gerant, D., Podor, M., Grieu, P., Afif, D., Cornu, S., Morabito, D., Banvoy, J., Robin, C., Dizengremel, P. (1996). Carbon metabolism enzyme activities and carbon partitioning in Pinus halepensis Mil. exposed to mild drought and ozone. Special issue: vegetation stress I. First international symposium on vegetation stress, Munich, Germany, 19-21 June 1995. Journal-of-Plant-Physiology, 148(1-2):142-147; 34 ref.

Gezer, A., Yücedağ, C., Carus, S. (2006). Rehabilitation the juniper forest ecosystems in terms of their present silvicultural situation in Turkey. IUFRO Division 2 Joint Conference: Low input breeding and genetic conservation of forest tree species pp. 65-79.

Gifford, G.F. (1981). Impact of burning piñon-juniper debris on select soil properties. Journal of Range Management 34:357–359.

Giordano, E. (1960). Osservazion: su alcuna provenienze italiane di Pinus Halepensis. Centro di Sperimentale Agrie. Forest. 5: 13–43.

Giourga, H., Margaris, N.S., Vokou, D. (1998). Effects of grazing pressure on succession process and productivity of old fields on Mediterranean islands. Environ. Manage. 2, 89–596

Goggin, D.E., Steadman, K.J., Emery, R.J.N., Farrow, S.C., Benech – Arnold, R.L., Powles, S.B (2009). ABA inhibits germination but not dormancy release in mature imbibed seeds of Lolium rigidum Gaud. J. Exp. Bot. 60: 3387-3396.

Goggin, D.E., Powles, S.B., Toorop, P.E, Steadman, K. (2011). Darkmediated dormancy release in stratified Lolium rigidum seeds is associated with higher activities of cell wall-modifying enzymes and an apparent increase in gibberellin sensitivity. J. Plant Physiol. 168: 527-533.

Gomez, M.P., Segura, J.(1996) Morphogenesis in leaf and single-cell cultures of mature Juniperus oxycedrus. - Tree Physiol. 16: 681-686.

Gómez, A, Lunt, D.H (2007) Refugia within refugia: patterns of phylogeographic concordance in the Iberian Peninsula. In: Weiss S, Ferrand N (eds) Phylogeography in southern European refugia: evolutionary perspectives on the origins and conservation of European biodiversity. Springer, Amsterdam, pp 155–182

Gonçalves, S., Correia, P.J., Martins-Loução, M.A., Romano, A. (2004). A new medium for in vitrorooting of carob tree based on leaf macronutrients concentrations. - Biol. Plant. 49: 277-280.

Gottfried, Gerald J. (1987). Regeneration of pinyon. In: Everett, R.L., compiler, Proceedings, Pinyon-juniper conference;1986 January 13-16; Reno, NY. Gen. Tech. Rep.INT-215. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station: 249-254.

Gottfried, Gerald J. (1989). Silvics of the junipers of the southwestern pinyon-juniper woodlands. In: Southwestern pinyon-juniper woodland workshop; 1989 May 8-11; Santa Fe, NM. Santa Fe, NM: Society for Range Management, New Mexico Section. 18 p.

Gottfried, Gerald J., Severson, K.E. (1993). Distribution and multiresource management of pifton juniper woodlands in the southwestern United States. In: Aldon, E.F.; Shaw, D.W., tech. coords. Managing pinyon-juniper ecosystems for sustainability and social needs; 1993 April 26-30,_ Santa Fe, NM. Gen. Tech. Rep. RM-236. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Sience, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 108-116.

Goodchild, M. I. (1985) Geographical Information Systems in Undergraduate Geography: A Contemporary Dilemma, The Operation Geographer, No. 8, pp. 34-38.

Goubitz, S., (2001). Reproduction Ecology of Pinus halepensis, a Monoecious, WindPollinated and Partially Serotinous Mediterranean Pine Tree. Ph.D. dissertation, Utrecht University, Utrecht

Goulden M. L., Munger, J.W., Fan, S. M., Daube, B. C and Wofsy S. C. (1996). Exchange of carbon dioxide by a deciduous forest: Response to interannual climate variability. Science 271:1576-1578.

Greuter, W., Burdet. H.M., Long G. (1984) Med – Checklist. Conservatoire et Jardin Botaniques de la Ville de Geneve et Med – Checklist Trust of OPTIMA. Geneve, Vol 1, pp 330.

Grieu, P., Guehl, J.M and Aussenac, G. (1988). The effects of soil and atmospheric drought on photosynthesis and stomata control of gas exchange in three coniferous species. Physiol. Plant. 73:97-104.

Grime, J.P. (1979) Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichest

Grissino-Mayer, H.D., Swetnam, T.W. (2000).Century scale climate forcing offire regimes in the American Southwest. The Holocene 10, 213–220.

Groisman, P.Y., Knight, R.W., Easterling, D.R., Karl, T.R., Hegerl, G.C., Razuvaev, V.N. (2005).Trends in intense precipitation in the climate record. Journal of Climate 18, 1326–1350.

Grubb, P.J. (1986) Problems posed by sparse and patchily distributed species in species-rich plant communities. Community Ecology (ed. by J. Diamond and T. J. Case), pp. 207-225. Harper & Row, New York

Guehl, J.M., Aussenac. G., Bouachrine, J., Zimmermann, R., Pennes, J.M., Ferhi, A., Grieu, P. (1991). Sensitivity of leaf gas exchange to atmospheric drought, soil drought, and water-use efficiency in some Mediterranean Abies species. Canadian Journal of Forest Research 21, 1507-15.

Guenther, E. (1952). The essential Oils, Vol VI, p. 353, Van Nostrand, New York

Güleryüz, G., Kirmizi, S., Arslan, H., Sakar, F.S. (2011). Dormancy and germination in Stachys germanica L. subsp. bithynica (Boiss) Bhattacharjee seeds: Effects of short-time moist chilling and plant growth regulators. Flora 206: 943-948

Hager, H. H. J. (1976). Hagers Handbuch des pharmazeurischen Praxis. Vol. 5, p. 333, Springer-Verlag. Berlin

Hamrick, J.L., Godt, M.J.W., Sherman-Broyles, S.L. (1992) Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. New Forest 6:95–124

Harris, A.T, Asner, G.P, Miller. M.E. (2003). Changes in vegetation structure after long-term grazing in pinyon-juniper ecosystems: integrating imaging spectroscopy and field studies. Ecosystems 6:368–83.

Harry, I.S., Pulido, C.M., Thorpe, T.A. (1995). Plantlet regeneration from mature embryos of Juniperus cedrus. Plant Cell. Tissue Org. Cult. 41: 75-78.

Hartman, H.T., Kester, D.E., Davies, F.T., Geneve, R. (1999) : Plant Propagation: Principles and Practices. - Prentice Hall International, Englewood Cliffs.

Henig-Sever, N. (1997). Regulation of germination by Ash and its ecological significance in post fire germination of Mediterranean vegetation. Ph.D. Dissertation, Tel Aviv University, Tel Aviv.

Henserson, L. (2001) Alien Weeds and Invasive Plants: A Complete Guide to Declared Weeds and Invaders in South Africa. Plant Protection Research Institute Handbook No. 12. Agricultural Research Council, Pretoria, South Africa.

Heinze, M., Fielder, H.J. and Liebmann, H. (1984). Field experiments on the establishment of vegetation on potash spoil heaps in the southern Harz region. Hercynia 21: 179 – 189

Hole, ED. (1981). Effects ofanimals on soils. Geoderma 25:75-112.

Holmes, R. L. R. K., Adams, and H. C. Fritts. (1986). Tree ring chronologies of western North America: California, eastern Oregon and northern Great Basin. Chronology Series VI. Laboratory of Tree Ring Research, University of Arizona, Tucson, AZ

Huffman, D.W., Fulé, P.Z., Pearson, K.M., Crouse, J.E. (2008). Fire history of pinyon–juniper woodlands at upper ecotones with ponderosa pine forests in Arizona and New Mexico. Can. J. For. Res. 38, 2097–2108.

Inclám, R., Alonso, R., Pujadas, M., Terés, J., Gimeno, B.S. (1998). Ozone and drought stress: interactive effects on gas exchange in Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.). Chemosphere, 36(4/5):685-690.

Izhaki, I., and Ne'eman, G. (2000). Soil seed banks in Mediterranean pine forests. In: Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin, G. Ne'eman and L. Trabaud (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 177-181.

Izhaki, I., Henig-Sever, N., and Ne'eman, G. (2000). The effect of heat exposure, ash cover and microhabitat type on the germinable seed bank in Mediterranean Aleppo pine forests. Journal of Ecologie, 13, 134-141.

Jacobs, B.E. (1989). A flora of Bandelier National Monument. Los Alamos, NM: U.s. Department of the Interior, National ParkService, Bandelier National Monument. 104 p.

Jacobs, B. F. (2008). Southwestern U.S. juniper savannas and pinyon- juniper woodland communities: Ecological history and natural range of variability. In: Gottfried, G. J., Shaw, J. D., Ford, P. L., comps. Ecology, management, restoration of piñon-juniper and ponderosa pine ecosystems: combined proceedings of the 2005 St. George, Utah and 2006 Albuquerque, New Mexico workshops. Proceedings RMRS-P-51. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: 11-19.

Jahns, S. (1993). On the Holocene vegetation history of the Argive Plain (Peloponnese, southern Greece). Vegetation History and Archaeobotany 2, 187–203.

Johnsen, T.N., Jr., and Alexander R.A. (1974). Juniperus L. juniper, p. 460-469. In: C.S. Schopmeyer (technol. coordinator). Seeds of woody plants in the United States. U.S. Dept. Agr. Forest Serv., Agr. Hdbk. 450.

Johnsen, T.N. (1960). Factors affecting one-seed juniper invasion of Arizona grasslands.. Duke University, Durham, NC, USA.

Johnsen, Thomas N. Jr. (1962). One-seed juniper invasion of northern Arizona grasslands. Ecological Monographs. 32: 187-207.

Jones, H.G. (1992) Plants and Microclimate: a Quantitative Approach to Environmental Plant Physiology. Cambridge University Press, Cambridge.

Josiatis, R.M. (1990). The effects of western juniper occupancy on changes in soil characteristics in relation to shrub and grass establishment in Owhyee County, Idaho. M.S. Thesis, University of Idaho, Moscow, ID.

Kadmon, R., Harari-Kremer, R. (1999). Landscape-scale regeneration dynamics of disturbed Mediterranean maquis. J. Veg. Sci. 10, 393– 402

Karschon, R. (1961). Studies in nursery practice for pines. La-Yaaran 11(1): 1–12.

Kaufmann, M.R., Graham, R.T.., Boyce, Jr., Douglas, A., Moir, W.H., Peny, L., Reynolds, RT., Bassett, R.L., Mehlhop, P., Edminster, C.B., Block, William, M., Com, P.S. (1994). An ecological basis for ecosystem management. Gen. Tech. Rep. RM-246. Fort ·127 Collins, CO: U.s. Department of Agriculture, Forest Sience, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 22 p

Kearns, H.S.J., Jacobi, W.R. and Johnson, D.W. (2005). Persistence of pinyon pine snags and logs in southwestern Colorado. Western Journal of Applied Forestry, 20(4):247-252.

Keeley, J.E., and Zedler, P.H. (1998).Life history evolution in pines. In: Richardson D.M. (ed.), Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 219–250.

Klemmedson, J.O., and Tiedemann, A.R. (2000). Influence of western juniper development on distribution of soil and organic layer nutrients. Northwest Science 74:1–11.

Klopatek, J.M. (1987). Nitrogen mineralization and nitrification in mineral soils of pinyon juniper ecosystems. Soil Science Society of America Journal 51:453–457.

Kraft, J.C., Rapp, G.J., Aschenbrenner, S.E. (1975). Late Holocene paleogeography of the coastal plain of the Gulf of Messenia, Greece, and its relationships to archaeological settings and coastal change. Geological Society of America Bulletin 86, 1191–1208.

Kramer, P.J. (1983). Water relations of plants. Academic Press, New York, 489 p.

Kramer, S. (1990). Development and morphology of juvenile western juniper (Juniperus occidentalis Hook.). M.S. Thesis, Oregon State University, Corvallis, OR.

Koornneef , M., Bentsink, L., Hilhorst, H. (2002). Seeds dormancy and germination. Curr. Opin. Plant Biol. 5: 33-36.

Kosmas, C., Gerontidis, S., Marathianou, M. (2000). The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological formations on Lesvos Greece. Catena 40, 51–68

Krijgsman, W., Hilgen, F.J., Raffi, I., Sierro, F.J., Wilson, D.S. (1999). Chronology, causes and progression of the Messinian salinity crisis. Nature 400:652–655

Lamont, B.B., LeMaitre, D.C., Cowling, R.M. and Enright N.J. (1991). Seed canopy storage in woody plants. Botanical Review 57, 277–317.

Lebreton, P. (1983). Nouvelles donnees sur la distribution au Portogal et en Espagne des sous especes du Genevrier de Phenicie (Juniperus phoenicea L.) Agron. Lusit. 42: 55 – 62.

Lebreton P., Rivera D. (1989). Analyse du taxon Juniperus phoenicea L. sur des bases biochimiques et biometriques. Naturalia monspensalia, Ser. Bot. 53: 17 :41

Lebreton P., Thievend s. (1981). Sue une sous espece du Genevrier de Phenicie Juniperus phoenicea L., definie a partir de criteres biochimiques. Naturalia monspeliensia, Ser. Bot 47 : 1 -12

Lesica, P., Allendorf, F.W. (1995). When are peripheral populations valuable for conservation. Conserv. Biol. 9, 753–760.

Lepart, J., Debussche, M. (1991). Invasion processes as related to succession and disturbance. Biogeography of mediterranean invasions [edited by Groves, R. H.; Castri, F. di] Cambridge, UK; Cambridge University Press, 159-177

Lepart, J., Debussche, M.(1992). Human impact on landscape patterning: Mediterranean examples. In: Hansen AJ, di Castri F, eds. Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. New York, USA: Springer-Verlag, 76-106

Le Houérou, H.N. (1974). Fire and vegetation in the Mediterranean basin. Tall Timbers Fire Ecology Conference, 13:237-277.

Le Houérou, H.N. (1981). Impact of man and his animals on mediterranean vegetation. In: di Castri F, Goodall DW, Specht RL, eds. Mediterranean-Type Shrublands. Ecosystems of the World, Vol. 11. Amsterdam, Netherlands: Elsevier, 479-517.

Lightfoot, D.C. Parmenter, R.R. (1994). Long-term monitoring study of ground dwell arthropods at Bandelier National Monument. Final Report. Santa Fe, NM: U.S. Department of the Interior, National Park Service, Southwest Regional Office.

Litav, M., Kupernik, G., Orshan, G. (1963). The role of competition as a factor in determining the distribution of dwarf shrub communities in the Mediterranean territory of Israel. J. Ecol. 51, 467–480.

Lubello, C., Gori, R., Paolo Nicese, F., Ferrini, F. (2004). Municipal-treated wastewater reuse for plant nurseries irrigation. Water Research 38, 2939–2947. Mamedove, A., Shainbrg, I., Levy, G.J. (2000). Irrigation with effluent water: effects of rainfall energy on soil infiltration. Soil Science Society ofAmerica 64, 732–737.

Loureiro, J., Capelo, A., Brito, G., Rodriguez, E., Silva, S., Pinto, G., Santos, C. (2007). Micropropagation of Juniperus phoenicea from adult plant explants and analysis of ploidy stability using flow cytometry. Biol. Plant. 51: 7-14.

Malmstrom, C.M., Raffa, K.F. (2000). Biotic disturbance agents in boreal forests: considerations for vegetation change models. Glob Change Biol 6:35–48.

Mao, K., Hao, G., Liu. J., Adams. R.P., Milne, R.I. (2010) Diversification and biogeography of Juniperus (Cupressaceae): variable diversification rates and multiple intercontinental dispersals. New Phytol 186:780–780

Maroukian, H., Zamani, A., Pavlopoulos, K. (1993). Coastal retreat in the plain of Marathon (East Attica), Greece: cause and effects. Geologica Balcanica 23, 67–71.

Martínez-Ferri, E., Balaguer, L., Valladares, F., Chico, J.M., Manrique, E. (2000): Energy dissipation in drought-avoiding and drought-tolerant tree species at midday during the Mediterranean summer. – Tree Physiol. 20: 131-138.

Maser, C., & Gashwiler ., G.S. (1978). Interrelationships Of wiJdlife and western juniper. Pages 37-82 in Proceedings of the western juniper ecology and management workshop.USFS General Technical Report PNW-74.

Mazari, K., Bendimerad, N., Bekhechi, C., Fernandez, X. (2010). Chemical composition and antimicrobial activity of essential oils isolated from Algerian Juniperus phoenicea L. and Cupressus sempervirens L. J. Med. Plant Res. 4: 959-964.

Mazur, M., Boratyńska, K., Marcysiak, K., Gómez, D., Tomaszewski. D., Didukh, J., Boratyński, A. (2003). Morphological variability of Juniperus phoenicea (Cupressaceae) from three distant locations on Iberian Peninsula. Acta Soc. Bot. Pol. 1: 71-78.

Mazur, M., Klajbor, K., Kielich, M., Sowińska, M., Romo, A., Montserrat, J.M., Boratyński, A. (2010) Intra-specific differentiation of Juniperus phoenicea in the western Mediterranean region revealed in morphological multivariate analysis. Dendrobiol 63:21–31

McAuliffe, J.R. (2003). The interface between precipitation and vegetation. Chapter 2. In: Weltzin, J.F. and McPherson, G.R. eds. Changing precipitation regimes and terrestrial ecosystems. University of Arizona Press, Tucson, AZ, USA, p. 9-27

McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D. (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? New Phytol 178:719–39.

McPherson, G.R., and Wright. H.A. (1987). Factors affecting reproductive maturity of redberry juniper (*Juniperus pinchotii*). Forest Ecology and Management 21:191-196.

Meagher, G.S. (1943). Reaction of pinon and juniper seedlings to artificial shade and supplemental watering. Journal of Forestry. 41: 480-482

Medina, A.L. (1987). Woodland communities and soils of Fort Bayard, southwestern New Mexico. Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science. 21: 99-112.

Meeuwig, R. O, Bassett, R. L. Pinyon-juniper. In: Silvicultural systems for the major forest types of the United States. Agriculture Handbook 445. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service; 1983: 84-86.

Mensing, S., Livingston, S., Barker, P. (2006) .Long-termfire history in Great Basin sagebrush reconstructed from macroscopic charcoal in spring sediments, Newark Valley, Nevada. Western North American Naturalist 66, 64–77.

Minckley, T.A., Shriver, R.K., Shuman, B. (2012). Resilience and regime change in a southern Rocky Mountain ecosystem during the past 17 000 years. Ecological Monographs 82, 49–68.

Miller, R.F., and Rose, J.A. (1995). Historic expansion of Juniperus occidentalis (western juniper) in southeastern Oregon. Great Basin Naturalist 55:37–45.

Miller, R.F., & Shultz, L.M. (1987) Development and logevity of ephemeral and perennial leaves on Artemisia tridentate Nutt. ssp. Wyomingensis Great Basin Naturalist 47, 227–230.

Miller, R.F., and L.M. Shultz. (1987). Water relations and leaf morphology of Juniperus occidentalis in the northern Great Basin. Forest Science 33:690–706.

Miller P.M, Eddleman, L.E., and Miller, J.M .(1992) The seasonal course of psychiological processes in Juniperus occidentalis. Forest Ecology and Management 48: 185 – 215.

Miller P.M., Eddleman, L.E., and Miller. J.M. (1993). Influence of vapor pressure deficit and soil moisture on gas exchange of Juniperus occidentalis. Northwest Science 67:147–155.

Miller, R.F., and Rose, J.A. (1995). Historic expansion of Juniperus occidentalis (western juniper) in southeastern Oregon. Great Basin Naturalist 55:37–45.

Miller, R.F., and Rose, J.A. (1999). Fire history and western juniper encroachment in sagebrush steppe. Journal of Range Management 52:550–559.

Miller, R.F., Tausch, R.J. (2001). The role of fire in juniper and pinyon woodlands: a descriptive analysis. In: Galley, K.E.M., Wilson, T.P. (Eds.), Proceedings of the Invasive Species Workshop: The Role of Fire in the Control and Spread of Invasive Species. Tall Timbers Research Station Miscellaneous Publication No. 11, Tallahassee, FL, pp. 15–30.

Miller, R.F. and Wigand, P.E. (1994). Holocene changes in semiarid pinyon-juniper woodlands. Bioscience 44:465-474.

Miller, R.F., Svejcar, T.J., and West., N.E. (1994). Implications of livestock grazing in the Intermountain sagebrush region: plant composion stock grazing in the Intermountain sagebrush region: plant composition. p. 101-146. In: Vavra, M., W.A. Laycock, and R.D. Pieper, (eds.). Ecological implications of livestock herbivory in the west. Sot. for Range hianage., IS39 York Street, Denver, Colo.

Miller, R.F., Svejcar, T.J., and Rose., J.A (2000). Impacts of western juniper on plant community composition and structure. Journal of Range Management 53:574–585.

Miliaresis, G.(2001). Extraction of Bajadas from Digital Elevation Models & Satellite Imagery. Computers & Geosciences, 27, 1157-1167.

Miliaresis, G. (2001). Geomorphometric Mappingof Zagros Ranges at Regional Scale. Computers & Geosciences, 27, 775-786.

Miliaresis, G., and Argialas, D. (2000). Extraction & Delineation of Alluvial Fans from DEMs & Landsat TM Images. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 66, 1093-1101.

Miliaresis, G., Argialas, D. (2002). Quantitative Representation of Mountain Objects Extracted from the GTOPO30 DEM. Int. Journal of Remote Sensing, 23, 949-964.

Miliaresis G., Illiopoulou P. (2004). Clustering of Zagros Ranges from the Globe DEM representation. Int. Journal of Applied Earth Observation & GeoInformation , 5(1), 17-28.

Mitchell, V. L. (1976). The regionalization of climate in the western United States. Journal of Applied Meteorology 15: 920–927.

Mohammad, J.M., Ayadi, M. (2004). Forage yield and nutrient uptake as influenced by secondary treated wastewater. Journal of Plant Nutrition 27, 351–365.

Nielsen, K.H. (1994). Environmental aspects of using wastewater and sludges in energy forest cultivation. Biomass and Bioenergy 6, 123–132.

Moir, W.H., Carleton, J.O. (1987). Classification of pinyon-juniper (P-J) sites on the national forests in the Southwest. In: Everett, KL., compiler. Proceedings, Pinyon-juniper conference; 1986 January 13-16; Reno, NY. Gen. Tech. Rep. INT-215. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station: 216-226.

Moore, D.J., Nowak, R.S., and Tausch, R.J. (1999). Gas exchange and carbon isotope discrimination of Juniperus osteosperma and Juniperus occidentalis across environmental gradients in the Great Basin of Western North America. Tree Physiology 19: 421 – 433.

Nadjafi, F., Bannayan, M., Tabrizi, L., Rastgoo, M. (2006). Seed germination and dormancy breaking techniques for Ferula gummosa and Teucrium polium. J. Arid Environ. 64: 542-547.

Nahal, I. (1983). Le pin brutia (Pinus brutia Ten. Subsp. brutia), Premeiere partie. Foret Mediterrannenne, 5, 165-172.

Nathan, R., Safriel, U.N., Noy-Meir, I., Schiller, G. (1999). Seed release without fire in Pinus halepensis, a Mediterranean serotinous wind-dispersed tree.J. Ecol. 87, 659– 669.

Nathan R. and Ne'eman G. (2000). Serotiny, seed dispersal and seed predation in Pinus halepensis. In: Ne'eman G. and Trabaud L.(eds), Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 105–118.

Naveh. Z., Steinberger, E.H., Chaim, S., Rotmann, A. (1980). Photochemical air-pollutants -- a threat to Mediterranean coniferous forests and upland ecosystems. Environmental Conservation, 7(4):301-309; 38 ref

Naveh, Z., & Whittaker, R.H. (1980) Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. Vegetatio, 41, 171-190

Naveh, Z. (1999). The role of fire as an evolutionary and ecological factor on the landscapes and vegetation of Mt Carmel. J. Mediterr. Ecol. 1, 11–25.

Negrón, J.F., Wilson, J.L. (2003). Attributes associated with probability of infestation by the piñon ips,Ips confusus (Coleoptera: Scolytidae), in piñon pine, Pinus edulis. West. N. Am. Naturalist 63, 440–451.

Neilson, R.P. (1987). On the interface between current ecological studies and the paleobotany of pinyon-juniper woodlands. In: Everett, R.L. ed. Proceedings--pinyon-juniper conference. USDA, Forest Service, GTR-INT-215. 93-98.

Neilson, R.P. (2003). The importance of precipitation seasonality in controlling vegetation distribution. Chapter 4. In: Weltzin, J.F. and McPherson, G.R. eds. Changing precipitation regimes and terrestrial ecosystems. Univ. of AZ Press, Tucson, AZ, USA, p. 47-71.

Nonogaki, H., Bassel., G.W., Bewley, J.D. (2010). Germination-Still a mystery. Plant Sci. 179: 574-581.

Öquist, G., Chow, W.S., Anderson, J.M. (1992). Photoinhibition of photosynthesis represents a mechanism for the long-term regulation of photosystem II. – Planta 186: 450-460.

Olsen, L.D. (1967). Outdoor survival skills. Brigham Young University Press, Provo UT.

Ortiz, P.L., Arista, M., Talavera, S. (1998). Low reproductive success in two subspecies of Juniperus oxycedrus L. Int. J. Plant Sci. 159, 843–847.

Osmond, C.B., Austin, M.P., Berry, J.A., Billings, W.D., Boyer, J.S., Dacey, J.W.H., Nobel, P.S., Smith, S.D. & Winner, W.E. (1987). Stress physiology and the distribution of plants. BioScience, 37, 38-48

Pantelidou, Gofas, M. (1991). [The Neolithic Nea Makri: the building materials]. The Archaeological Society at Athens Library Series 119, Athens. (in Greek).

Pantelidou-Gofas, M. (1995). [The Neolithic Nea Makri: the pottery]. The Archaeological Society at Athens Library Series 153, Athens. (in Greek).

Pantelidou-Gofas, M. (1997). The Neolithic Attica. The Archaeological Society at Athens Library Series 167, Athens.

Parker, L.W., Santos, P.F., Phillips, J., Whitford, W.G. (1984). Carbon and nitrogen dynamics .during the decomposition of litter and roots of a Chihuahuan Desert annual, Lepidium lasiocarpum: Ecological Monographs. 54: 339-360.

Parmenter, R,R., lightfoot, D.C. (1994). A field survey of the faunal resources of the Pecos National Historical Park, Pecos, New Mexico. Draft final report. Santa Fe, NM: U.S. Department of the Interior, National Park Service.

Panetsos, C.P. (1986). Genetics and breeding in the group halepensis. Options Mediterraneennes. Seminaire: Le pin D; Alep Et le pin brutia dans la sylviculture Meditrraneennes, Tunisia, 81-88.

Pavlopoulos, K., Karkanas, P., Triantaphyllou, M., Karymbalis, E. (2003). Climate and sea level changes recorded during late Holocene in the coastal plain of Marathon, Greece. In: Fouache, E. (Ed.), The Mediterranean World environment and history. Elsevier, Paris, pp. 453–465.

Pavlopoulos, K., Karkanas, P., Triantaphyllou, M., Karymbalis, E., Tsourou, Th., Palyvos, N. (2006). Palaeoenvironmental evolution of the coastal plain of Marathon, Greece, during the late Holocene: depositional environment, climate and sea-level changes. Journal of Coastal Research 22, 424–438.

Pausas, J.G. (2004).Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). Climatic Change 63, 337–350.

Pearson, K.M., Theimer, T.C. (2004). Seed-caching responses to substrate and rock cover by two Peromyscus species: implications for pinyon pine establishment. Oecologia 141, 76–83.

Penfield, S., Josse, E.M., Kannangard, R., Gilday., A.D., Halliday, K.J., Graham, I.A. (2005). Cold and light control seed germination through the bHLH transcription factor Spatula. Curr. Biol. 15: 1998-2006.

Perry, H. (1993). Soil nutrientresearch on the Heber Ranger District Apache-5itgreaves National Forest. In: Aldon, E.F. Saw, D.W., tech. coords. Managing pinon-juniper ecosystems for sustainability and social needs; 1993 April 26-30; Santa Fe, NM. Gen. Tech. Rep. RM-236. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, ForestService, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 149-152.

Peter, D.H. (1977). Analysis of tree rings of Juniperus occidentalis from southeastern Oregon. M.S. Thesis, Washington State University, Pullman, WA.

Petrakos, B. (1995). Marathon: an Archaeological Guide. The Archaeological Society at Athens Library Series 167, Athens.

Picon C, Guehl JM, Aussenac G. 1996a. Growth dynamics and transpiration efficiency of Quercus robur submitted to the interactive effects of CO2 and drought. Annales des Sciences Forestiires 53, 431- 46.

Picon, C., Guehl, J.M., Ferhi. A. (1996). Leaf gas-exchange and carbon isotope composition responses to drought in a drought-avoiding (Pinus pinaster) and a drought-tolerant (Quercus

petraed) species under present and elevated atmospheric CO2 concentrations. Plant, Cell and Environment 19, 182-90.

Pieper, R.D. (1977). The southwestern pinyon-juniper ecosystem. In: Aldon, E.F. and T.J. Loring (Tech. Coords.). Ecology, uses and management of pinyon-juniper woodlands. USDA Forest Gen. Tech. Rep. RM-39.

Piotto, B., Bartolini, G., Bussotti, F., García, A.A., Chessa, I., Ciccarese, C., Ciccarese, L., Crosti, R., Cullum, F.J., Di Noi, A., García-Fayos, P., Lambardi, M., Lisci, M., Lucci, S., Melini, S., Reinoso, J.C.M., Murranca, S., Nieddu, G., Pacini, E., Patumi, G.P.M., García, F.P., Piccini, C., Rossetto, M., Tranne. G., Tylkowski, T. (2003). Fact sheets on the propagation of Mediterranean trees and shrubs from seeds. In: Piotto B, Di Noi A (Eds.), Seed propagation of Mediterranean trees and s hrubs. Agency for the Protection of the Environment and for Technical Services (APAT), Roma, Italy

Pohl, K.A., Hadley, K.S, and Arabas, K. (2002). A 545-year drought reconstruction for central Oregon. Physical Geography 23:302–320.

Primack, R.B. (1995). A Primer of Conservation Biology. Sinauer, Sunderland. Rojas, M., 1992. The species problem and conservation: what are we protecting?. Biol. Conserv. 3, 206–208.

Qnais, E.Y., Abdulla, F.A., Abu Ghalyun, Y.Y. (2005). Antidiarrheal effects of Juniperus phoenicea L. leaves extract in rats. Pak. J. Biol. Sci. 8: 867-871.

Questienne, P. (1979). Notes on some insects which are harmful to pines in Morocco. [Notes sur quelques insectes nuisibles aux pins au Maroc.] Annales de Gembloux, 85(2):113-130; 12 ref.

Quevedo, L., Rodrigo, A., and Espelta, J. M. (2007). Post-fire resprouting ability of 15 non-dominant shrub and tree species in Mediterranean areas of NE Spain. Annals of Forest Science 64:883-890

Quezel, P. (2000).Taxonomy and Biogeography of Mediterranean Pines (Pinus halepensis and P. brutia), Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P.brutia Forest ecosystems in the Mediterranean Basin, Backhuys Publishers, Leiden.

Quezel, P., Barbero, M. (1981). Contribution a l etude des formations pre-steppiques a Genevries au Maroc. Bol. Soc. Broteriana 53 (2): 1137 – 1160.

Quezel, P., Pessn. P. (1980). Biogeographie et ecologie des conifers sur le pourtour mediterraneen. Actualites d 'ecologie Forestiere. Gauthier – Villars, Paris, pp, 205 – 255.

Quezel, P., Barber, M., Benabid A., Rivas – Martinez, S. (1992). Contribution a l etude des groupements forestiers et preforestiers du Maroc oriental. Studia Bot, 10 : 57 – 90.

Quézel, P, Médail, F (2003) Ecologie et biogeographie des forêts du bassin méditerranéen. Editions scientifiques et médicales Elsevier SAS, 571 p

Radoglou, K. (1999). Restoration of Pinus brutia forest by natural regeneration 10 years after fire in Rhodes. In: Proceedings of the International Symposium on Forest Fires: Needs and Innovations A Delfi action, Athens, , CINAR SA, pp. 305-309. Reichle, D.E., 1975. Advances in ecosystem analysis. Bioscience 25, 257–264.

Richardson, D.M. (2000).Mediterranean pines as invaders in the southern hemisphere. In: Ne'eman, G., Trabaud, L. (Eds.), Ecology, Biogeography and Management of Pinus

halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 131–142.

Riera, J. and Castell, C. (1997). Efectes dels incendis forestals recurrents sobre la distribucio de dues especies del Parc Natural del Garraf: el pi blanc (Pinus halepensis) i la savina (J. phoenicea). Bull. Inst. Cat. Hist. Nat. 65: 105-116.

Rojas, M. (1992). The species problem and conservation: what are we protecting?.Biol. Conserv. 3, 206–208.

Ronco, Jr., Frank, P. (1990). Pinus edulis Engelm. Pinyon. In: Bums, RM.; Honkala, B.H., tech. coords. Silvics of North America, Vol. L Conifers. Agric. Handb. 654. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service: 327-337.

Rottenberg, A. (1998). Sex ratio and gender stability in the dioecious plants of Israel. Bot. J. Linn. Soc. 128, 137–148.

Rottenberg, A. (2000). A field survey of dioecious plants in Israel: sex ratio in seven rare species. Bot. J. Linn. Soc. 134, 439–442.

Rouget, M., Richardson, D.M, Milton, S. J. M., and Polakow, D. (2001). Predicting the dynamics of four invasive Pinus species in a fragmented semi-arid shrubland in South Africa. Plant Ecology 152:79-92.

Royer, P.D., Cobb, N.S., Clifford, M.J. (2011). Extreme event triggered overstory vegetation loss increases understory solar input regionally: primary and secondary ecological implications. J Ecol 99:714–23.

Saracino, A., Leone, V., and De Natale, F. (1993). Permanent plots for the study of natural regeneration after fire of Pinus halepensis Miller in dunal environment. Annali di Botanica (Roma), 51, 209-217

Schiller, G. (2000). Inter-and intra-spesificgenetic diversity of Pinus halapensis Mill. and P. brutia Ten. In: Ne'eman G. and Traubaud L. (eds), Ecology Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterrenean Basin, Backhuys Publishers, Leiden, pp. 13-35.

Schiller, G., Brunori, A. (1992). Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) in Umbria (Italy) and its relation to native Israeli populations. Israel Journal of Botany, 41(3):123-127; 24 ref.

Schiller, G., Conkle, M.T., Grunwald, C. (1986). Local differentiation among mediterranean populations of Aleppo pine in their isoenzymes. Silvae Genetica, 35(1):11-19.

Schiller, G., Grunwald, C. (1987). Resin monoterpenes in range-wide provenance trials of Pinus halepensis Mill. in Israel. Silvp Genetica, 36(3-4):109-114

Schlesinger, W.H. and Pilmanis, A.M. (1998). Plant-soil interactions in deserts. Biogeochemistry 42:169-187

Schuler, T.M., Smith, F.W. (1988). Effects of species mix on size/ density and leaf-area relations in southwest pinyon/juniper .woodlands. Forest Ecology and Management. 25: 211-220.

Schupp, E.W. (1993). Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. Vegetatio 107/108:15–29.

Schupp, E.W., Gomez, J.M., Jimenez, J.E., and Fuentes, M. (1997). Dispersal of Juniperus occidentalis (western juniper) seeds by frugivorous mammals on Juniper Mountain, southeastern Oregon. Great Basin Naturalist 57:74–78.

Scott, J.M., Murray, M., Wright, R.G., Csuti, B., Morgan, P., Pressey, R.L. (2001). Representation of natural vegetation in protected areas: capturing the geographic range. Biodiv. Conserv. 10, 1297–1301.

Shanjani, P.S. (2003). Nitrogen effect on callus induction and plant regeneration of Juniperus excelsa.- Int. J. agr. Biol. 5: 419-422.

Shaw, J.D., Steed, B.E., De Blander, L,T. (2005). Forest Inventory and Analysis (FIA) annual inventory answers the question: what is happening to pinyon-juniper woodlands? J For 103:280–5.

Shimizo-Sato, S., Mori, H. (2001). Control of outgrowth and dormancy in axillary buds. Plant Physiol. 127: 1405-1413.

Shinneman, D.J. (2006). Determining restoration needs for piñon-juniper woodlands and adjacent semi-arid ecosystems on the Uncompahgre Plateau, Western Colorado. Unpublished Dissertation. University ofWY, Laramie, WY, USA.

Singh, G., Bhati, M. (2003). Growth, biomass production, and nutrient composition of eucalyptus seedlings irrigated with municipal effluent in loamy sand soil of Indian desert. Plant Nutrition 26, 2469–2488.

Singh, G., Bhati, M. (2003). Mineral accumulation, growth, and physiological functions in Dalbergia sissoo seedlings irrigated with different effluents. Journal of Environmental Science and Health 38, 2679–2695.

Soulé, P.T., and Knapp, P.A. (2000). Juniperus occidentalis (western juniper) establishment history on two minimally disturbed research natural areas in central Oregon. Western North American Naturalist 60:26–33.

Soulé, P.T., Knapp, P.A. and Grissino-Mayer, H.D. (2004). Human agency, environmental drivers, and western juniper establishment during the late Holocene. Ecological Applications 14:96–112.

Specht, R.L., & Moll, E.J. (1983) Mediterranean-type heathlands and sclerophyllous shrublands of the world: an overview. Mediterranean-type ecosystems. The role of nutrients, pp. 41-65. Springer, Berlin

Stahle, D.W., Cleaveland, M.K. (1988). Texas drought history reconstructed and analyzed from 1698 and 1980. Journal of Climate. 1: 59-74.

Stassi, V., Verykokidou, E., Loukis, A.. Harvala, C., Philianos, S. (1996). The Antimicrobial activity of the essential oils od four Juniperus Species growing wild in Greece. Flavor and fragrance journal. Vol 11. P 71 -74

Steltzer, H., Landry, C., Painter, T.H., Anderson, J., Ayers, F. (2009). Biological consequences of earlier snowmelt from desert dust deposition in alpine landscapes. Proc Natl Acad Sci USA 106:11629–34.

Stoddard, M.T., Huffman, D.W., Alcose, T.M., Fulé, P.Z. (2008). Effects of slash on herbaceous communities in pinyon–juniper woodlands of northern Arizona. Rangeland Ecol. Manag. 61, 485–495

Sutherland, W.J. (2000). The Conservation Handbook. Research, Management and Policy. Blackwell, Oxford.

Swetnam, T.W., Betancourt, J.L. (1998). Mesoscale disturbance and ecological response to decadal climatic variability in the American Southwest. Clima Change 11:3128–47.

Swetnam, T.W., Brown, P.M. (1992). Oldest known conifers in the southwestern United States: temporal and spatial patterns of maximum age. In: Kaufmann, M.R; Moir, W. H.; Bassett, Richard L., tech. coords. Old-growth forests in the Southwest and Rocky Mountain Regions: proceedings of a workshop, 1992 March 9-13; Portal,AZ. Gen. Tech. Rep. RM-213. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 24-38.

Swetnam, T.W., Allen, C.D., and Betancourt J.L. (1999). Applied historical ecology: Using the past to manage the future. Ecological Applications 9:1189–1206

Tausch, R.J. (1999). Transitions and thresholds: influences and implications for management in piñon and Utah juniper woodlands. Pages 61–65. InS.B. Monsen, R. Stevens, R.J. Tausch, R. Miller, S. Goodrich (editors). Proceedings: Ecology and Management of Piñonjuniper Communities within the Interior West. USDA Forest Service RMRS-P-9.

Thanos C.A., Daskalakou E.N.and Nikolaidou S. (1996). Early postfire regeneration of Pinus halepensis forest at Mount Parnes Attica, Greece, Journal of Vegetation Science 7, 273-280

Thanos, C.A., Daskalakou, E.N. (2000). Reproduction in Pinus halepensis and P. brutia. In: Ne'eman, G., Trabaud, L. (Eds.), Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia. Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 79–90.

Tausch, R.J. (1999). Transitions and thresholds: influences and implications for management in pinyon and juniper woodlands. In: Monsen, S.B. et. al., eds. Proceedings: ecology and management of pinyon-juniper communities within the interior west. USDA, Forest Service, GTR-RMRS-P-9, p. 361-365.

Tausch, R.J., West, N.E., and. Nabi, A.A. (1981). Tree age and dominance patterns in Great Basin piñon-juniper woodlands. Journal of Range Management 34:259–264.

Tausch, R.J., West, N.E. (1988). Differential establishment of pinyon and juniper following fire. Am. Midl. Nat. 119, 174–184.

Tiedemann, A.R. (1987). Nutrient accumulations in piñon-juniper ecosystems-managing for future site productivity. Pages 352–359. InEverett, R.L. (compiler). Proceedings: Piñon Juniper Conference. USDA Forest Service General Technical Report INT-215

Tigabu, M., Fjellström, J., Odén, P.C., Teketay, D.(2007). Germination of Juniperus procera seeds in response to stratification and smoke treatments, and detection of insect -damaged seeds with VIS + NIR spectroscopy. New Forest. 33: 155-169.

Tilman, D. (1982) Resource competition and community structure. Princeton University Press.

Tilman, D. (1983) Some thoughts on resource competition and diversity in plant communities. Mediterranean-type ecosystems. The role of nutrients (ed. by F. J. Kruger, D. T. Mitchell and J. U. M. Jarvis), pp. 322-336. Springer, Berlin

Traubaud, L., Grosman, J., and Walter, T. (1985). Recovery of burnt Pinus halepensis Mill. Forests. I. Understorey and litter phytomass development after wildfire. Forest Ecology and Management, 12: 269-277.

Traubaud. L., Michels, C., and Grosman, J. (1985). Recovery of burnt Pinus halepensis Mill. Forests. II. Pine reconstitution after wildfire. Forest Ecology and Management, 13: 167-179

Triantaphyllou, M.V., Pavlopoulos, K., Tsourou, T., Dermitzakis, M.D. (2003). Brackish marsh benthic microfauna and palaeoenvironmental changes during the last 6000 years on the coastal plain of Marathon (SE Greece). Rivista Italiana di Paleontologia e Stratigrafia 109, 539–547

Turner, M.G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annu Rev Ecol Syst 20:171–97.

Tzanopoulos, J., Mitchley, J. & Pantis, J. D. (2005) Modelling the effects of human activity on the vegetation of a northeast Mediterranean island,Applied Vegetation Science, 8, pp. 27–38

USDA Forest Service. (1990). Old-growth forests: generic definition and resource values. Albuquerque, NM: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southwestern Region. 4 p.

USDA Forest Service. (1993). Watershed management practices for pinyon-juniper ecosystems. Albuquerque, NM: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southwestern Region. 41 p.

Valladares, F., Pearcy, R.W. (1997) Interactions between water stress, sun-shade acclimation, heat tolerance and photoinhibition in the sclerophyll Heteromeles arbutifolia. – Plant Cell Environ. 20: 25-36.

Van Hooser, Dwane D., O'Brien, Renee A; Collins, Dennis C. (1993). New Mexico's forest resources. Res. Bull. INT-79. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 110 p.

Vasek, F. C., and Thorne, R.F. (1977). Transmontane coniferous vegetation. Pages 797-832 In M. S. Barbour and J. Major, eds. Terrestrial vegetation of California. John Wiley and Sons New York.

Van Auken, O.W. (2000). Shrub invasions of North American semiarid grasslands. Annu Rev Ecol Syst 31:197–215.

van Geel, B., Bohncke, S.J.P., Dee, H., 1980-1981. A palaeoecological study of an upper Late Glacial and Holocene sequence from ‘‘De Borchert’’, The Netherlands. Review of Palaeobotany and Palynology 31, 367–448.

van Geel, B., Buurman, J., Brinkkemper, O., Schelvis, J., Aptroot, A., van Reenen, G., Hakbijl, T. (2003). Environmental reconstruction of a Roman Period settlement site in Uitgeest (The Netherlands), with a special reference to coprophilous fungi. Journal of Archeological Sciences 30, 833–873.

van Geel, B., Coope, G.R., van der Hammen, T. (1989). Palaeoecology and stratigraphy of the Late Glacial type section at Usselo (The Netherlands). Review of Palaeobotany and Palynology 60, 25–129.

van Geel, B., Hallewas, D.P., Pals, J.P. (1983). A Late Holocene deposit under the Westfriese Zeedijk near Enkhuizen (Prov. of N-Holland, The Netherlands): palaeoecological and Archaeological aspects. Review of Palaeobotany and Palynology 38, 269–335.

Verlag Von Cramer, J. C. T. (1968). Dictionary of economic plants, p 290

Vitousek, P.M. and Mellilo, J.M. (1979). Nitrate losses from disturbed forests: patterns and mechanisms. Forest Science 25:605–619.

Wagner, A.M., Harrington, J.T., Mexal, J.G., Fisher, J.T. (1994). Progress report on propagation of Juniperus for conservation plantings. - In: Proceedings: Intermountain Nursery Conference. Pp. 131-136. St. Louis

Wagner, H.H., and Fortin, M.J. (2005). Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. Ecology 86:1975-1987.

Walker, B.H., Ludwig, D., Holling, C.S., and Peterman. R.M. (1981). Stability of semi-arid savanna grazing systems. Ecology. 69:473-498.

Weber, E.(2003). Invasive Plant Species of the World; A Reference Guide to Environmental Weeds. CABI Publishing.

Weinstein-Evron, M., Lev-Yadunm S. (1999). Paleocology of Pinus halepensis in Israel in the light of archaeobotanical data. In: Proceedings, MEDPINE. International Workshop on Mediterranean Pines. Department of Biology, University of Haifa, Oranim, Israel.

West, N.E. (1999). Juniper-pinyon savannas and woodlands of western North America. Pages 288–308. InR.C. Anderson, J.S. Fralish, and J.M. Baskin (editors). Savannas, Barrens, and Rock Outcrop Plant Communities of North America. Cambridge University Press, London, England.

West, N. E., Tausch, R. J., Rea, K. H., and Tueller, P. T. (1978). Phytogeographical variation within juniper-pinyon woodlands of the Great Basin. *Great Basin Naturalist Memoirs* 2:119-136

West, N. E., Tausch, R. J., and Tueller., P. T. (1998). A management-oriented classification of pinyon-juniper woodlands of the Great Basin. *in* U.S. Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-12.

Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R., Swetnam, T.W. (2006). Warming and earlier spring increases Western U.S. forest wildfire activity. Science 313:940–3.

Wigand, P.E., Hemphill, M.L., Sharpe, S., and Patra, S. (1995). Great Basin semi-arid woodland dynamics during the late Quaternary. Pages 51–70. InW.J. Waugh (editor). Proceedings: climate change in the four corners and adjacent regions: implications for environmental restoration and land-use planning. Mesa State College, Grand Junction CO. U.S. Department of Energy.

Whitford, W.G. (1991). Soil biota and sustainability of pinon-juniper woodlands. In: Proceedings: 1991 pinon conference; 23 April 1991; Santa Fe, NM. Las Cruces, NM: New Mexico Commissioner of Public Lands and College of Agriculture and Home Economics, New Mexico State University: 10-15.

Whisenant, S.G. (1990). Changing fire frequencies on Idaho's River Plains: ecological and management implications. Pages 4-10. InE.D. McArthur, E.M. Romney, S.D. Smith, and P.T. Tueller (compilers). Proceedings: Symposium on Cheatgrass Invasion, Shrub Die-off, and Other Aspects of Shrub Biology and Management. USDA Forest Service, General Technical Report INT-276.

Wood, K., Javed, N. (1992). Hydrologic responses to fuelwood harvest and slash disposal on a pinyon-juniper dominated grassland site in the Gila national Forest. In: Ortega Klett, C. T., ed. Proceedings 36th annual New Mexico water conference: agencies and science working for

the future; 1991 november 7-8; Las Cruces, NM. WRRI Rep. No. 265. Las Cruces, NM: New Mexico State University, New Mexico Water Resources Research Institute: 25-30.

Young, J.A., and Evans, R.A. (1973). Downy brome intruder in the plant succession of big sagebrush communities in the Great Basin. Journal of Range Management 26:410–415.

Young, J. A., and *Evans R.A.*(*1981)*. Demography and fire history of a western juniper stand. Journal of Range Management 34:501–506.

Young, J.A., Evans, R.A. and Easi, D.A. (1984). Stem flow on western juniper (Juniperus occidentalis) trees. Weed Science 32:320–327.

Zalba, S.M. (1995). Alien woody plants in Ernesto Tornquist Provincial Park (Buenos Aires): impact assessment and a proposal for their control. MSc Thesis. Cordoba, Argentina: Centro de zoologia aplicada, Universidad Nacional de Cordoba

Zohary, M.(1973). Geobotanical foundations of the Middle East. Fischer, Stuttgart.

ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Αραμπατζής, Θ.Ι. (1998) Θάμνοι και Δένδρα στην Ελλάδα. Τόμος ΙΙ. Οικολογική Κίνηση Δράμας, Τεχνολογικό Εκπαιδευτικό Ίδρυμα Καβάλας. Δράμα.

Αργιαλάς, Δημήτρης Π. (1999). Φωτοερμηνεία-Τηλεπισκόπηση. Αθήνα: Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο.

Δασκαλάκου Ε.Ν. (1996). Οικοφυσιολογία της μεταπυρικής αναγέννησης της χαλεπίου πεύκης(Pinus halepensis). Διδακτορική Διατριβή, Αθήνα.

Ζήσου, Α. (2007). Εισαγωγή στα Συστήματα Γεωγραφικών Πληροφοριών ArcGIS/ArcView, Εκδόσεις Σταμούλη, Αθήνα 2007

Θάνος Κ.Α. (2000). Τα καμένα δάση της Ευρωστίνης. Ευρωστινιακά 14, 52-59

Καρτερης Μ. , 1994: Τηλεπισκόπηση φυσικών πόρων και Γεωγραφικά συστήματα Πληροφοριών, τόμος Ι, Α.Π.Θ.., Θεσσαλονίκη, 278

Κατσίλλης, Ι.Μ. (2002). Περιγραφική Στατιστική. Gutenberg.Αθήνα.

Μπρόφας Γ.Λ. (1998). Επίδραση του βάθους εδάφους στην επιβίωση και ανάπτυξη της χαλεπίου πεύκης σε βαθμίδες λατομείων στη περιοχή Δρακειάς Ν. Μαγνησίας. Ινστιτούτο Μεσογειακών Δασικών Οικοσυστημάτων και Τ.Δ.Π, σ.1-16.

Μηλιαρέσης Γ., 2004. Τεχνική Υδρολογία(Σημειώσεις& Εργαστηριακές Ασκήσεις). Τομέας Εφαρμοσμένης Γεωλογίας& Γεωφυσικής, Παν/μιο Πατρών

Παπαμίχος, Ν.Θ., 1990. Δασικά Εδάφη. Θεσσαλονίκη

Ρόκος, Δ. «Φωτοερμηνεία– Τηλεπισκόπηση», Ε.Μ.Π., Αθήνα, 1988.

Ρόκος Δ. 1979. Κτηματολόγιο, Φυσικά Διαθέσιμα και Ολοκληρωμένες Αποδόσεις, Σειρά : Θέματα Κτηματολογίου, Ανάπτυξης και Πολιτικής Γης 1, Εκδόσεις Παρατηρητής, Αθήνα 1979

Ρόκος Δ. 1995. Η Συμβολή των Αναλογικών και Ψηφιακών Τηλεπισκοπικών Μεθόδων στη Διερεύνηση, Απογραφή, Χαρτογράφηση και Παρακολούθηση των Φυσικών Διαθέσιμων και του Περιβάλλοντος, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Εκπαιδευτικές σημειώσεις Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών

Τσιτώνη Θ. (1991). Ανάλυση δομής και συνθήκες φυσικής αναγέννησης μετά από πυρκαγιά στα δάση χαλεπίου πεύκης της Κασσάνδρας Χαλκιδικής. Διδακτορική Διατριβή. Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη, σ. 144.

Τσούλος Λ. "Ψηφιακή Χαρτογραφία", Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Εκπαιδευτικές Σημειώσεις Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών, Έκδοση 2η, Αθήνα, 2004.

ΙΣΤΟΣΕΛΙΔΕΣ INTERNET

Δήμος Μαραθώνα, http://site.marathon.gr/varnavas.html [24/3/2016]

Δήμος Μαραθώνα, http://site.marathon.gr/grammatiko.html [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/Μαραθώνας [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/ Νέα_ Μάκρη [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/Άνω _Σούλι_Αττικής [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/Κάτω_Σούλι_Αττικής [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/Αύρα [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/ Αγία_ Μαρίνα_ Γραμματικού_ Αττικής [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/ Ραπεντώσα_ Αττικής [24/3/2016]

Wikipedia The Free Encyclopedia, https://el.wikipedia.org/wiki/ Σέσι_Αττικής [24/3/2016]